

THESE

Présentée par

Matthias STAUB

Ingénieur de l'Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE GRENOBLE

(Arrêté ministériel du 7 août 2006 relatif à la formation doctorale)

Spécialité : Sciences de la Terre, de l'Univers et de l'Environnement

Approche multi-échelle du comportement bio-mécanique d'un déchet non dangereux

Soutenue le 15 octobre 2010 devant la commission d'examen

Claude BERNHARD	Président	Directeur, ENGEES, Strasbourg
Rémy GOURDON	Rapporteur	Professeur, LGCIE, INSA de Lyon
Lyesse LALOU	Rapporteur	Professeur, EPFL, Lausanne (CH)
Jean-Pierre GOURC	Directeur de thèse	Professeur, LTHE, UJF, Grenoble
Alicia A. MANSOUR	Examineur	Ingénieur de Recherche, Veolia Environnement, Limay
Kai MÜNNICH	Examineur	Maître de Conférences, LWI, TU Braunschweig (DE)
Toshiro HATA	Membre invité	Maître de Conférences, NCT, Nagano (JP)
Isabelle HEBE	Membre invité	Ingénieur, DCDD, Ademe, Angers

*Travail de recherche préparé au LTHE dans le cadre d'une convention
avec l'Ademe et Veolia Environnement Recherche et Innovation.*

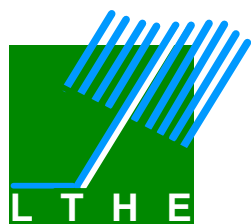
Cadre du financement de la thèse

Cette thèse a été réalisée au Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), unité mixte de recherche UMR 5564 du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), de Grenoble-Institut National Polytechnique (G-INP), de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et de l'Université Joseph Fourier (UJF).

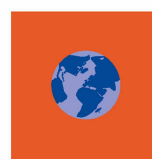
Elle a été financée dans le cadre d'une convention avec l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe) et Veolia Environnement Recherche et Innovation (VERI).

Le financement des équipements, des expériences ainsi que des missions a été réalisé principalement par VERI ainsi que par des financements émanant de l'Agence Nationale de la Recherche (ANR), Programme de Recherche Ecotechnologies et Développement Durable (PRECODD) « Bioptime ».

Que ces différents partenaires financeurs soient chaleureusement remerciés.



ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie



Remerciements

Mes premiers remerciements vont bien sûr à mon « Doktorvater », Jean-Pierre GOURC, pour son appui, ses encouragements, sa patience et sa bienveillance tout au long de ce travail. Puissent tes enseignements à la rigueur scientifique, la patience et la mesure m'accompagner encore longtemps (je pourrais m'étendre, tu le sais, mais j'ai essayé de faire court).

J'adresse également tous mes remerciements à Claude BERNHARD, Directeur de l'ENGEES, pour m'avoir guidé de vos précieux conseils, et pour m'avoir « confié » à Jean-Pierre. Merci aussi pour votre confiance et le soutien indéfectible à mes projets professionnels, et de me faire l'honneur de présider le Jury de la commission d'examen.

Un grand merci aussi à Alicia MANSOUR, Ingénieur de Recherche à Veolia Environnement, pour son dynamisme et son soutien à mes travaux, malgré les aléas d'une thèse. Merci aussi pour ta gentillesse et ta bonne humeur, ce dont on a souvent bien besoin en thèse !

Je remercie aussi Isabelle HEBE, Ingénieur à l'Ademe, pour son rôle positif dans la gouvernance de la thèse, son appui au cours de ce travail. Merci d'avoir fait confiance à Jean-Pierre au moment de l'émergence du projet de thèse.

Mes plus vifs remerciements vont également à mes deux Rapporteurs, Rémy GOURDON, Professeur à l'INSA de Lyon et Directeur-Adjoint du LGCIE, ainsi que Lyesse LALOU, Professeur à l'EPFL et Directeur du Laboratoire de Mécanique des Sols, pour leur relecture attentive et rapide d'un manuscrit dense pendant la période estivale.

Toshiro HATA, Maître de Conférences au Nagano National College of Technology et Kai MÜNNICH, Maître de Conférences à la Technische Universität Braunschweig, n'ont pas hésité à venir de loin et me font l'honneur de participer à mon jury, qu'ils en soient vivement remerciés.

Je remercie aussi chaleureusement Thomas LAGIER, Chef de Projets à Veolia Environnement. Ta grande confiance et ton intérêt pour nos recherches ont été un moteur indéniable de ma thèse.

Rémi BARBIER (Professeur à l'ENGEES), Gaël BELLENFANT (Ingénieur de Recherche au BRGM), et David LABAT (Maître de Conférences au LTMG), c'est aussi grâce à vous que je me suis lancé dans ce projet de thèse, soyez-en profondément remerciés.

Je tiens à remercier chaleureusement tous les autres collègues qui ont participé ou qui m'ont accompagné durant cette thèse – l'exercice est difficile tant vous avez été nombreux !

Au LTHE, je pense surtout à Henri MORA (je t'ai si souvent sollicité), Jean-Paul LAURENT et Laurent OXARANGO pour leur aide technique et scientifique. Je remercie aussi tous les collègues doctorants et stagiaires qui furent un soutien précieux durant ces 3 années, au premier rang desquels je compte Guillaume STOLTZ, qui m'a patiemment appris beaucoup de choses. Toute ma gratitude va aussi à Aurélien, les deux Matthieu, Rémi, Marianna, Anne-Julie et aux autres qui furent non seulement des compagnons de thèse, mais aussi des amis précieux. Une pensée émue pour les stagiaires que j'ai eu le plaisir d'encadrer : Brian, Clément, Giorgia, Habibata, Meritxell, Michele, Nicolas (prends soin des CICLADE), Raphaël, Sylvain, Youen. Je n'oublie pas non plus tous les « autres » stagiaires qui ont permis une ambiance chaleureuse de travail, notamment Fernanda, Jean-Baptiste, Laurent, Mounir, Pierre, Salah... Merci aussi à Lucas MULLER pour nos missions sur Lyon et tes coups de main bienvenus. Je tiens enfin à remercier les équipes administratives du LTHE, de l'Ecole Doctorale et de la Maison des Géosciences, qui ont été si précieuses : Christine, Claire, Ghyslaine, Jean-Marc, Joseph, Martine, Odette et Synthia – merci pour votre patience malgré mes nombreuses demandes, commandes et missions.

Au Creed, un grand merci à Cédric MOLLARD, Estelle REDON et Damien CHENU pour leurs conseils, leur aide et les travaux constructifs que nous avons mené ensemble. Je remercie également les différentes équipes des sites de Veolia Propreté qui ont été étudiés durant ma thèse, pour la mise à disposition de leur site pour nos recherches.

Les collaborations scientifiques avec d'autres collègues universitaires ont été nombreuses, et j'exprime toute ma gratitude envers les collègues du LGCIE/INSA de Lyon, Hassen BENBELKACEM et Rémy BAYARD ainsi que les autres participants au projet ANR PRECODD Bioréacteur pour la collaboration fructueuse et plus que cordiale que nous avons menée durant plus de 2 années de ma thèse. Un peu plus loin, je tiens à remercier très chaleureusement les collègues du GRESE/ENSIL de Limoges, Geneviève FEUILLADE, Virginie PALLIER et Aurély PARODI pour leur éclairage différent et la qualité de nos échanges dans le projet ANR PRECODD Biotime.

Durant cette thèse, j'ai eu la grande chance de pouvoir réaliser plusieurs séjours ou visites dans des équipes de recherche en Europe et aux Etats-Unis. Merci notamment à Milind KHIRE et Krishna REDDY qui m'ont accueilli dans leurs universités. Plus proche de nous, je remercie tout particulièrement Andreas HAARSTRICK pour son amitié et les discussions passionnantes lancées au sein d'un réseau européen, où j'ai également côtoyé Nicole FISCHER, John McDUGALL, Sylvain MOREAU, David HOLMES et Kiki ZARDAVA. Merci enfin à Marco RITZKOWSKI, Kai-Uwe HEYER, Alexander GRÖNGRÖFT et Julia GEBERT pour leur accueil dans leurs structures respectives.

Merci aux collègues de bureaux d'étude, et surtout Franck OLIVIER, pour ton éclairage sur la modélisation des tassements et les mesures parmi les lamas, Marie-Amélie MARCOUX et Thierry CHASSAGNAC pour la qualité des échanges que nous avons pu avoir.

Plus personnellement, un très grand merci à tous mes amis, et surtout à Olivier et Hélène, Joseph et Gaëlle qui m'ont patiemment écouté durant toute cette thèse, et (accessoirement) parfois fait penser à autre chose ! (et je ne cite pas à nouveau tous mes amis-collègues grenoblois ainsi que leurs compagnons/compagnes...)

Enfin, last but not least, je remercie ma mère Hannah et mon frère Florian, pour leur gentillesse et leur soutien. Cette thèse représentait beaucoup à tes yeux, maman, et j'espère que j'aurai été à la hauteur. Vos nombreuses questions sur la gestion des déchets (jusque dans les festivals...) m'ont permis de prendre un peu de distance avec le sujet scientifique pour en réaliser son importance sociétale.

Et puis, merci à toi, Anka, pour tout le reste, surtout en cette dernière ligne droite. Je dois finalement reconnaître que tu avais raison quand tu disais « du schaffst das schon »...

Grenoble, le 16/09/2010

pour la version finale

Potsdam/Berlin, le 14/11/2010

Listes et glossaire

1. Sommaire

LISTES ET GLOSSAIRE	7
1. Sommaire	7
2. Liste des figures et tableaux	10
2.1. Liste des figures	10
2.2. Liste des tableaux	15
3. Notations et abréviations	18
3.1. Notations de grandeurs et de coefficients	18
3.2. Notations indicielles et exponentielles.....	19
3.3. Abréviations et acronymes.....	20
4. Glossaire.....	23
5. Note to English-speaking readers	26
AVANT-PROPOS.....	27
CHAPITRE I. INTRODUCTION.....	31
1. Les déchets et leur traitement	33
1.1. Définition et typologie des déchets.....	33
1.2. Les filières de traitement de déchets	36
2. L'évolution du concept de stockage : des décharges non contrôlées aux ISDND	44
2.1. Le stockage de déchets en ISDND.....	44
2.2. Les évolutions et enjeux de la filière stockage	51
3. Objectifs et organisation du programme de recherche.....	57
3.1. Objectifs et positionnement par rapport aux travaux précédents	57
3.2. Organisation du manuscrit.....	59
CHAPITRE II. CARACTERISATION DU MILIEU DECHET.....	63
1. La caractérisation bio-hydro-mécanique du milieu déchet	65
1.1. Propriétés physiques	65
1.2. Propriétés physico-chimiques	83
1.3. L'évolution des propriétés avec la biodégradation	86
2. Les dispositifs expérimentaux	97
2.1. Expériences prototypes et tailles pertinentes d'étude	97
2.2. Les dispositifs expérimentaux du LTHE	102
3. Caractérisation hydrique de déchets à petite échelle	106
3.1. Essais de porosité et de perméabilité à saturation.....	106
3.2. Essais de succion en milieu non saturé.....	119
3.3. Conclusions : apports des essais de caractérisation	122

CHAPITRE III. DEVELOPPEMENTS METROLOGIQUES 125

1. Etude des méthodes de métrologie directe.....	127
1.1. Comparaison des méthodes de mesure de l'humidité et de la masse volumique dans les déchets	127
1.2. La mesure par gravimétrie.....	132
2. Calibration et validation de méthodes de métrologie indirecte.....	142
2.1. La mesure par sonde TDR.....	142
2.2. La mesure par sonde à neutrons.....	155
3. Applications de méthodes de métrologie indirecte	165
3.1. Comparaison des méthodes de la sonde à neutrons et TDR à l'échelle du pilote bioréacteur au LGCIE	165
3.2. Application des méthodes de la sonde à neutrons et gamma à l'échelle du site	172
3.3. Conclusions : apports des développements métrologiques.....	179

CHAPITRE IV. SUIVI BIO-HYDRIQUE A LARGE ECHELLE 181

1. Présentation du dispositif de suivi à large échelle	183
1.1. Le dispositif CICLADE au LTHE	183
1.2. Présentation des essais et de la démarche	190
2. Suivi expérimental.....	200
2.1. Suivi du biogaz et de la température.....	200
2.2. Suivi des lixiviats.....	204
2.3. Suivi de la masse volumique et de l'humidité	210
3. Analyse des bilans et des résultats	215
3.1. Analyse de la biodégradation et des paramètres d'essai	215
3.2. Expression de la biodégradation et des bilans matière.....	226
3.3. Conclusion : apports des essais confinés à large échelle	239

CHAPITRE V. TASSEMENTS DE DECHETS ET RELATION AVEC LA BIODEGRADATION 241

1. Phénomènes de tassement et principes de modélisation	243
1.1. Les causes et l'expression du tassement	243
1.2. Les modèles mécaniques, rhéologiques et empiriques de tassement	248
1.3. Les modèles bio-mécaniques de tassement.....	254
1.4. Proposition d'un nouveau modèle bio-mécanique de tassement	258
2. Modélisation mécanique des tassements primaire et secondaire	273
2.1. Modélisation du tassement primaire	273
2.2. Modélisation du tassement secondaire global.....	277
2.3. Conclusions : apports et limites de l'approche mécanique	283
3. Modélisation bio-mécanique du tassement secondaire	284
3.1. Modélisation de la biodégradation.....	284
3.2. Modélisation bio-mécanique du tassement secondaire	290
3.3. Conclusions : apports et perspectives de la modélisation bio-mécanique des tassements	298

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 301

1. Conclusions majeures de ce travail.....	303
2. Perspectives	305

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	307
1. Publications de l’auteur	307
2. Autres références.....	308
ANNEXES	323
Liste des annexes	323
1. Annexe 1 – Profils de comptage neutrons sur certains réacteurs du LGCIE (INSA de Lyon)	325
2. Annexe 2 – Photographies des déchets utilisés dans ce travail.....	327
3. Annexe 3 – Suivi détaillé du biogaz dans les CICLADE.....	331
4. Annexe 4 – Suivi de la masse volumique humide dans les CICLADE.....	334
5. Annexe 5 – Suivi de la teneur en eau dans les CICLADE (bilan hydrique massique)	335
6. Annexe 6 – Suivi de la teneur en eau dans les CICLADE (bilan hydrique volumique et TDR).....	336

2. Liste des figures et tableaux

2.1. Liste des figures

Figure I-1 : types de déchets non dangereux (Ademe, 2009a).	34
Figure I-2 : composition typique de quelques déchets produits de par le monde (Manassero et al., 1997).	35
Figure I-3 : évolution du PIB, de la quantité de déchets municipaux collectées et de la population (pop.) depuis 1995 en France (base 100 en 1995) (Ifen, 2008).	36
Figure I-4 : production global de déchets en France en 2006 par origine (Ademe, 2009a).	37
Figure I-5 : production global de déchets en France en 2006 par nature (Ademe, 2009a).	37
Figure I-6 : production d'OM par an et par habitant en France sur la période 1993-2006 (Ademe, 2009a).	37
Figure I-7 : production de DM pour quelques pays de l'UE, les Etats-Unis, le Japon et la Chine (Huang et al., 2006 ; EPA, 2008 ; OECD, 2008 ; Ademe, 2009a ; EEA, 2009). *Pour la Chine : données 1997 et 2003, pour les Etats-Unis : données 1995 et 2006.	38
Figure I-8 : traitement de DM pour quelques pays de l'UE, les Etats-Unis, le Japon et la Chine en 2007 (Huang et al., 2006 ; EPA, 2008 ; OECD, 2008 ; EEA, 2009). *Pour la Chine : données 2003, pour les Etats-Unis : données 2006.	39
Figure I-9 : marchés estimés pour la collecte et le traitement des déchets (Bertolini, 2005).	41
Figure I-10 : filières de traitement d'OM. MIOM : mâchefers d'incinération d'ordures ménagères, REFIOM : résidus d'épuration des fumées d'incinération d'ordures ménagères, PTMB : traitement mécano-biologique, CDD : combustible dérivé de déchets.	43
Figure I-11 : coupe type d'un casier d'une ISDND conventionnelle.	45
Figure I-12 : photographie d'un casier en cours de préparation d'une ISDND conventionnelle.	46
Figure I-13 : schéma de différentes couvertures : barrières types pour une ISDND (a), pour une ISDD (b), et possible concept de barrière pour une ISDND de type bioréacteur (c), (FNADE-Ademe, 2007 ; Gourc et Staub, 2009).	47
Figure I-14 : exemples de phases de remplissage de deux alvéoles d'une ISDND à Hochfelden (67). (Bellenfant, 2001).	49
Figure I-15 : tassement sommital du massif de déchets, de la couverture temporaire et de la couverture définitive (Staub et al., 2009).	50
Figure I-16 : production de gaz et phases de vie d'une ISDND conventionnelle (Staub et al., 2009).	50
Figure I-17 : schéma de principe du bioréacteur. En jaune : réseau de collecte du biogaz, en bleu : réseau de réinjection des lixiviats (FNADE-Ademe, 2007).	53
Figure I-18 : cycle du carbone des déchets dans un traitement en ISDND (Staub et Gourc, 2008).	56
Figure I-19 : échelles et dispositifs d'étude dans le cadre de ce travail.	59
Figure II-1 : différentes phases composant le déchet et leur évolution en fonction de la biodégradation (Gourc et al., 2010).	65
Figure II-2 : exemple de distribution granulométrique d'une OM non dégradée sur un site Veolia Propreté aux Etats-Unis (Reddy et al., 2009). Waste Particle Size = taille des particules de déchets, Percent Finer = pourcentage de particules à diamètre inférieur.	67
Figure II-3 : photographie d'un déchet utilisé dans la présente étude (déchet 'D', DIB).	67
Figure II-4 : diagramme ternaire en fonction de la déformabilité des déchets (Grisolia et al., 1995).	72
Figure II-5 : classification en fonction du comportement de type sol ou non-sol (Nousheen-Arif, 2010).	73
Figure II-6 : classification multi-critères (Dixon et Langer, 2006).	74

Figure II-7 : valeurs de viscosités dynamiques de lixiviats (Assaghir, 2009).....	80
Figure II-8 : courbes de rétention de déchets à différentes densités relevées dans la littérature, adapté d'après Zardava et al. (2009).....	82
Figure II-9 : teneurs en quelques COV du biogaz d'essais au LTHE (Manoukian, 2008).....	86
Figure II-10 : mécanismes principaux de la biodégradation (Aguilar-Juarez, 2000).....	87
Figure II-11 : phases de la biodégradation et composition du biogaz (a) et des lixiviats (b) (Yuen, 1999). « COD » désigne ici la DCO et « TVA » les AGV.....	89
Figure II-12 : température et composition du gaz pour une ISDND aux Etats-Unis suivie pendant 4 ans à une profondeur « suffisante » pour que l'influence saisonnière ne soit pas détectée (Yeşiller et al., 2005).....	89
Figure II-13 : comparaison des modèles EPA et SWANA pour les volumes cumulés sur un exemple type.	92
Figure II-14 : cellule de compression Pitsea.	98
Figure II-15 : cellule C4DC.	99
Figure II-16 : pilotes ELIA lors de leur excavation.	100
Figure II-17 : pilotes bioréacteurs de l'INSA de Lyon.....	100
Figure II-18 : Analyse multi-échelle d'un casier d'une ISDND (Aguilar-Juarez, 2000).	102
Figure II-19 : schéma de la cellule Alpha en configuration de mesure de porosité-perméabilité (a) et en configuration de calibration de sondes TDR (b).	103
Figure II-20 : photographie de la cellule Alpha utilisée ici pour calibrer une sonde TDR.....	103
Figure II-21 : principe du fonctionnement d'une cellule Extractor.....	104
Figure II-22 : photographie d'un déchet mis en place pour un essai de succion. La bentonite appliquée en base du cylindre de PEHD est bien visible.	105
Figure II-23 : procédures d'humidification (1) et de mesure de la perméabilité (2) en cellule Alpha.	107
Figure II-24 : porosité ouverte et porosité de drainage pour deux campagnes d'essais sur déchets (A et B).	109
Figure II-25 : porosité ouverte et porosité de drainage pour tous les essais entrepris, avec tendances linéaires.	109
Figure II-26 : perméabilité à saturation pour deux campagnes d'essais sur déchets (A et B).....	110
Figure II-27 : perméabilité à saturation pour tous les essais entrepris, avec tendance log-linéaire.....	111
Figure II-28 : perméabilité à saturation en fonction de la porosité ouverte pour tous les essais entrepris, avec tendance log-linéaire.....	112
Figure II-29 : suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.....	113
Figure II-30 : suivi du pH des lixiviats drainés pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.....	114
Figure II-31 : suivi de la conductivité des lixiviats drainés pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.	114
Figure II-32 : suivi de la porosité ouverte pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.....	115
Figure II-33 : suivi de la porosité de drainage pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.....	116
Figure II-34 : suivi de la perméabilité à saturation pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.....	116
Figure II-35 : perméabilité à saturation en fonction de la porosité ouverte pour les essais au cours de la biodégradation. Les flèches indiquent l'évolution des points au cours de la biodégradation.....	117
Figure II-36 : propositions d'échelles de porosités (adapté d'après Stoltz, 2009).	118

Figure II-37 : réalisation de l'échantillon sur essai dégradé. La surface à découper est matérialisée par une bande blanche sur le déchet congelé.....	119
Figure II-38 : résultats des essais de succion sur déchet A frais et dégradé (*résultats de Stoltz et al., 2010). ..	120
Figure II-39 : résultats des essais de succion en comparaison avec d'autres essais de la littérature.	122
Figure III-1 : mesure de la masse volumique in situ par remplissage d'une bâche imperméable (Thomas, 2000).	133
Figure III-2 : forage de déchets profonds sur une ISDND.	133
Figure III-3 : photographie des flacons remplis de déchets – ici la fraction fine du déchet C.	136
Figure III-4 : présentation des différents échantillons et des expériences. Cette procédure est réalisée pour chaque déchet, C et E.	137
Figure III-5 : séquençage des expériences de séchage à l'étuve. La pesée est effectuée toutes les 24 heures. ...	137
Figure III-6 : suivi des procédures de séchage sur le déchet C, échantillon brut représentatif.	138
Figure III-7 : suivi des procédures de séchage sur le déchet C, échantillon de la fraction fine.....	138
Figure III-8 : suivi des procédures de séchage sur le déchet E, échantillon brut représentatif.....	139
Figure III-9 : suivi des procédures de séchage sur le déchet E, échantillon de la fraction fine.....	139
Figure III-10 : spectre de réflexion de l'onde électromagnétique en méthode TDR, d'après Gaidi (2002).....	142
Figure III-11 : photographie de l'extrémité de sondes TDR. A gauche, une sonde non gainée, à droite, une sonde gainée.	144
Figure III-12 : relation de calibration entre temps de parcours apparent de l'onde et permittivité réelle du milieu.	145
Figure III-13 : photographie des sondes TDR Campbell Scientific CS605 (en haut) et fabriquées par le LTHE (en bas). Les photographies ne sont pas à la même échelle.	147
Figure III-14 : expérience de détermination du volume de mesure des sondes TDR. Ici, une sonde LTHE avant le chargement du déchet en position horizontale.	148
Figure III-15 : configurations pour le positionnement de la sonde. La sonde est soit posée horizontalement pour déterminer le demi petit axe a , soit verticalement pour déterminer le demi grand axe b	149
Figure III-16 : procédures d'humidification utilisées dans les essais de calibration de sondes TDR en cellule Alpha (Staub et al., 2010a).....	150
Figure III-17 : fonctions de calibration globales pour la méthode TDR. « comp. » : compression.	151
Figure III-18 : influence de la masse volumique sèche et de la composition du déchet sur les mesures TDR. ..	154
Figure III-19 : comptage standard en fonction du temps pour la sonde neutrons utilisée dans ce travail.	155
Figure III-20 : effets de l'hydrogène présent dans le milieu (a) et de la capture de neutrons (b) (d'après Yuen et al., 2000). La ligne en gras indique la courbe typique de calibration initiale.....	157
Figure III-21 : photographie de la sonde neutrons au LGCIE (INSA de Lyon) en train de mesurer le comptage standard dans une cuve remplie d'eau.....	158
Figure III-22 : schéma d'une des cellules bioréacteur du LGCIE (INSA de Lyon) utilisée pour établir les relations de calibration et l'étude de la sensibilité de la sonde à neutrons.	158
Figure III-23 : mesures verticales avec la sonde à neutrons pour le R5 du LGCIE.	161
Figure III-24 : fonction de calibration globale pour la méthode neutrons sur les mesures moyennes par réacteur.	162
Figure III-25 : schéma d'une des cellules bioréacteur du LGCIE (INSA de Lyon) utilisée pour appliquer un suivi de l'humidité long terme sur des déchets.	166
Figure III-26 : suivi spatial de l'humidité sur le réacteur R4 du LGCIE.....	167
Figure III-27 : suivi spatial de l'humidité sur le réacteur R5 du LGCIE.....	168

Figure III-28 : suivi spatial de l'humidité sur le réacteur R6 du LGCIE.....	168
Figure III-29 : suivi temporel de l'humidité sur le réacteur R4 du LGCIE.....	169
Figure III-30 : suivi temporel de l'humidité sur le réacteur R5 du LGCIE.....	170
Figure III-31 : suivi temporel de l'humidité sur le réacteur R6 du LGCIE.....	170
Figure III-32 : coupe schématique de l'alvéole C instrumentée par le LTHE.....	172
Figure III-33 : partie nord de l'alvéole C de l'ISDND instrumentée par le LTHE.....	173
Figure III-34 : photographie de la chambre d'injection en cours de remplissage par du gravier. On distingue au centre le tube N3 utilisé pour les mesures à la sonde à neutrons et gamma.....	173
Figure III-35 : taux de comptage neutrons entre juillet 2007 et octobre 2008 en fonction de la profondeur sur le piézomètre N3 de l'ISDND étudiée.....	175
Figure III-36 : taux de comptage neutrons durant et après l'épisode d'injection en fonction de la profondeur sur le piézomètre N3 de l'ISDND étudiée.....	175
Figure III-37 : suivi spatial des variations d'humidité durant et après l'épisode d'injection sur le piézomètre central N3 de l'ISDND étudiée.....	176
Figure III-38 : suivi spatial des variations d'humidité durant et après l'épisode d'injection sur le piézomètre N1 de l'ISDND étudiée.....	177
Figure III-39 : suivi spatial des variations d'humidité durant et après l'épisode d'injection sur le piézomètre P4 de l'ISDND étudiée.....	177
Figure III-40 : taux de comptage gamma le 27/07/2008 en fonction de la profondeur sur le piézomètre N3 de l'ISDND étudiée.....	178
Figure IV-1 : schéma général d'une cellule CICLADE.....	184
Figure IV-2 : photographie d'une cellule CICLADE (C4).....	185
Figure IV-3 : photographies des débitmètres à gaz Ritter TG05 (à gauche) et Zeal DM3A (à droite).....	186
Figure IV-4 : photographie des dispositifs d'analyse chimique des lixiviats (hotte, micro-pipettes, analyseur spectrométrique LASA 100 et thermostat de chauffage des tubes à essai LT 200).....	187
Figure IV-5 : photographie d'un thermocouple (TC) et d'une sonde TDR embarqués dans un essai (C3.2).....	189
Figure IV-6 : pilotes 68 L de Veolia Environnement Recherche et Innovation dans le cadre du programme ANR PRECODD Bioptime, sur lesquels des modalités des essais CX.2 ont été testées.....	191
Figure IV-7 : séquençage des phases d'un essais sur une cellule CICLADE.....	199
Figure IV-8 : suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les essais CX.1.....	201
Figure IV-9 : suivi des quantités cumulées de biogaz produites pour les essais CX.1.....	201
Figure IV-10 : suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les essais CX.2.....	202
Figure IV-11 : suivi des quantités cumulées de biogaz produites pour les essais CX.2.....	202
Figure IV-12 : suivi de la température interne pour les essais CX.2.....	203
Figure IV-13 : suivi du pH des lixiviats pour les essais CX.1.....	204
Figure IV-14 : suivi de la conductivité des lixiviats pour les essais CX.1.....	205
Figure IV-15 : suivi des quantités cumulées de lixiviats pour les essais CX.1. S : sorties, E : entrées.....	205
Figure IV-16 : suivi du pH des lixiviats pour les essais CX.2.....	206
Figure IV-17 : suivi de la conductivité des lixiviats pour les essais CX.2.....	206
Figure IV-18 : suivi de la DCO (concentration instantanée) pour les essais CX.2.....	207
Figure IV-19 : suivi de la DCO (quantité cumulée) pour les essais CX.2.....	207
Figure IV-20 : suivi de l'azote total (concentration instantanée) pour les essais CX.2.....	207

Figure IV-21 : suivi de l'azote total (quantité cumulée) pour les essais CX.2.	208
Figure IV-22 : suivi de l'ammonium (concentration instantanée) pour les essais CX.2.	208
Figure IV-23 : suivi de l'ammonium (quantité cumulée) pour les essais CX.2.	208
Figure IV-24 : suivi des quantités cumulées de lixiviats pour les essais CX.2. S : sorties (pas d'entrées).	209
Figure IV-25 : suivi de la masse volumique sèche pour les essais CX.1.	210
Figure IV-26 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique pour les essais CX.1.	210
Figure IV-27 : suivi de la masse volumique sèche pour les essais CX.2.	212
Figure IV-28 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique pour les essais CX.2.	212
Figure IV-29 : suivi de la teneur en eau volumique moyenne par sonde TDR pour les essais C2.1, C1.2 et C2.2, avec les fonctions de calibration IV-1 et IV-2. G : mesure globale par bilan hydrique, T : mesure TDR.	214
Figure IV-30 : suivi comparatif du cumul de biogaz et du ratio CH_4/CO_2 pour l'essai C1.1.	218
Figure IV-31 : suivi comparatif du cumul de biogaz et du ratio CH_4/CO_2 pour les essais C3.2 et C4.2.	220
Figure IV-32 : suivi comparatif du rapport CH_4/CO_2 et du pH pour les essais C1.2, C2.1, C3.2 et C2.2.	221
Figure IV-33 : suivi comparatif du cumul de biogaz et du pH pour l'essai C1.1.	222
Figure IV-34 : bilan-type en cours d'essai, avec hypothèse de conservation de la masse.	229
Figure IV-35 : bilan-type des mesures initiales et finales.	230
Figure IV-36 : bilan en cours d'essai pour C1.1. La durée totale de l'essai a été de 650 jours.	231
Figure IV-37 : bilan en cours d'essai pour C2.1. La durée totale de l'essai a été de 295 jours.	232
Figure IV-38 : bilan en cours d'essai pour C3.1. La durée totale de l'essai a été de 248 jours.	232
Figure IV-39 : bilan en cours d'essai pour C4.1. La durée totale de l'essai a été de 291 jours.	232
Figure IV-40 : bilan en cours d'essai pour C1.2. La durée totale prévue de l'essai est de 371 jours.	233
Figure IV-41 : bilan en cours d'essai pour C2.2. La durée totale prévue de l'essai est de 358 jours.	233
Figure IV-42 : bilan en cours d'essai pour C3.2. La durée totale prévue de l'essai est de 294 jours.	233
Figure IV-43 : bilan en cours d'essai pour C4.2. La durée totale prévue de l'essai est de 294 jours.	234
Figure IV-44 : bilan des mesures initiales et finales pour C1.1. La durée totale de l'essai a été de 650 jours.	234
Figure IV-45 : bilan des mesures initiales et finales pour C2.1. La durée totale de l'essai a été de 295 jours.	234
Figure IV-46 : bilan des mesures initiales et finales pour C3.1. La durée totale de l'essai a été de 248 jours.	235
Figure IV-47 : bilan des mesures initiales et finales pour C4.1. La durée totale de l'essai a été de 291 jours.	235
Figure IV-48 : bilan des masses totales initiales et finales pour tous les essais CX.1.	235
Figure IV-49 : photographie du débordement de lixiviats en avril 2008.	237
Figure IV-50 : débit instantané de biogaz pour les essais C1.1 et C2.1, équipés de débitmètres à gaz Zeal.	238
Figure V-1 : phases du tassement d'une couche de déchet en fonction du temps d'après l'approche de Grisolia et al. (1995).	244
Figure V-2 : principe du modèle incrémental ISPM (Nousheen-Arif, 2010).	251
Figure V-3 : représentation du modèle de Gibson et Lo (1961).	253
Figure V-4 : parts de tassement secondaire mécanique et biologique typique sur une ISDND opérée de façon « classique » et sur une ISDND « optimisée » (Staub, 2010).	259
Figure V-5 : illustration de l'approche en quatre étapes (1) à (4) (a) et traduction concrète de ces étapes en terme de relation entre biogaz et tassements (b).	260
Figure V-6 : différents composants du déchet (Gourc et al., 2010).	262
Figure V-7 : démarche suivie pour le cas type.	269

Figure V-8 : tassement secondaire du pilote considéré dans le cas type.	269
Figure V-9 : données instantanées de biogaz pour le cas type et modélisation de la production par les modèles EPA et SWANA.	270
Figure V-10 : données de biogaz pour le cas type et modélisation par les modèles EPA et SWANA.....	271
Figure V-11 : données de tassement secondaire pour le cas type et modélisation par les modèles de l'Equation V-28 (modèle dérivé d'EPA) et V-29 (modèle dérivé de SWANA).	271
Figure V-12 : données de tassement secondaire pour le cas type et modélisation par le modèle de l'Equation V-28 (modèle dérivé d'EPA), valeurs extrapolées à 15 ans.	272
Figure V-13 : calcul des coefficients de compression primaire des essais CX.1.	274
Figure V-14 : calcul des coefficients de compression primaire des essais CX.2.	274
Figure V-15 : suivi du tassement secondaire pour les essais CX.1.	279
Figure V-16 : suivi du tassement secondaire pour les essais CX.2.	279
Figure V-17 : coefficients de compression secondaire pour les essais CX.1.	279
Figure V-18 : coefficients de compression secondaire pour les essais CX.2.	280
Figure V-19 : données et modèles pour la production de biogaz des essais CICLADE.	287
Figure V-20 : données et modèles pour la production de biogaz des essais LGCIE (INSA de Lyon). Les démarrages des deuxièmes cinétiques sur R1 et R4 sont marquées par les flèches.	288
Figure V-21 : données et modèles pour la production de biogaz des essais ELIA (Ademe-VERI).	288
Figure V-22 : données et modèles pour le tassement des essais CICLADE.	293
Figure V-23 : données et modèles pour le tassement des essais LGCIE (INSA de Lyon).	294
Figure V-24 : données et modèles pour le tassement des essais ELIA (Ademe-VERI).	295

2.2. Liste des tableaux

Tableau I-1 : déchet type entrant dans une ISDND en France et OM type française (Ademe, 1993 ; 2005 ; 2006 ; 2009b).	45
Tableau I-2 : positionnement de ce travail par rapport aux thèses sur le milieu déchet au Lirigm et au LTHE. Cases en gris sombre : domaine étudié en profondeur, cases en gris clair : domaine abordé / initié.	58
Tableau I-3 : nomenclature des déchets utilisés pour les différents essais. CX.X : dénomination de la cellule CICLADE utilisée, Alpha : cellule « Alpha », Extr. : cellule « Extractor », LGCIE : cellules du LGCIE (INSA de Lyon).	60
Tableau II-1 : classification MODECOM™ de l'Ademe (1993 ; 2009).	70
Tableau II-2 : classification proposée pour les DND par Tchobanoglous et al. (1993).	71
Tableau II-3 : classification proposée pour les DND par Aguilar-Juarez (2000).	71
Tableau II-4 : classification proposée pour les DND par Grisolia et al. (1995).	72
Tableau II-5 : valeurs de masse volumique humide relevées dans la littérature.	75
Tableau II-6 : valeurs de teneurs en eau massiques w' relevées dans la littérature.	77
Tableau II-7 : valeurs de porosités totales n_t relevées dans la littérature.	78
Tableau II-8 : valeurs de perméabilités à saturation K_{sat} relevées dans la littérature.	80
Tableau II-9 : valeurs de quelques paramètres physico-chimiques de lixiviats relevées dans la littérature.	85
Tableau II-10 : durées proposées par deux publications pour la durée des phases de biodégradation sur des alvéoles d'ISDND conventionnelles.	88

Tableau II-11 : valeurs de potentiels et de cinétiques de biodégradation pour des DND relevées dans la littérature. Le temps $t_{1/2}-t_{0B}$ est calculé d'après l'Equation II-25.....	94
Tableau II-12 : quelques expériences depuis les années 1990. Les propriétés remarquables sont grisées.....	98
Tableau II-13 : caractéristiques principales des déchets utilisés dans les essais de porosité et de perméabilité à saturation. La composition est donnée en pourcentage massique humide. La composition du déchet C par catégories MODECOM™ n'est pas connue, celle du déchet E est très proche du déchet B.	108
Tableau II-14 : coefficients de détermination (régressions linéaires) entre n_o , n_d et ρ_d	109
Tableau II-15 : coefficients de détermination (régressions linéaires) entre K_{sat} et ρ_d	111
Tableau II-16 : coefficients de détermination en fonction des paramètres mesurés sur tous les essais.....	112
Tableau II-17 : paramètres initiaux et finaux des essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.....	114
Tableau II-18 : paramètres d'ajustement de la loi de Van Genuchten pour quelques courbes de succion.....	121
Tableau III-1 : récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes de mesure de teneur en eau (Gawande et al., 2003 ; Imhoff et al., 2007 ; Staub et al., 2010b). T : température, ρ : résistivité, θ : teneur en eau volumique.	131
Tableau III-2 : procédures de séchage relevées dans la littérature.	135
Tableau III-3 : coefficients de variation calculés sur les duplicats et triplicats d'essai pour appréhender la dispersion des mesures entre échantillons.....	139
Tableau III-4 : constantes de temps de séchage τ (jours) de l'ajustement exponentiel sur les essais de séchage.....	140
Tableau III-5 : caractéristiques principales des déchets utilisés dans les essais de calibration TDR. La composition est donnée en pourcentage massique humide.	147
Tableau III-6 : régressions sur la totalité des essais (Equations III-19 à III-23, Figure III-17). Les valeurs de RMSE sont données en m^3/m^3	152
Tableau III-7 : régressions pour les essais avec humidification graduelle par le bas (Equations III-19 à III-23, Figure III-18). Les valeurs de RMSE sont données en m^3/m^3 , ρ_d en t/m^3	153
Tableau III-8 : caractéristiques principales des déchets utilisés dans les essais dans les bioréacteurs du LGCIE. La composition est donnée en pourcentage massique humide.	159
Tableau III-9 : caractéristiques principales des pilotes bioréacteurs du LGCIE (INSA de Lyon). « ini » : initial(e).	160
Tableau III-10 : régressions sur la totalité des essais (Equation III-26, Figure III-24). Les valeurs de RMSE sont données en m^3/m^3	163
Tableau III-11 : résultats globaux obtenus en terme de suivi d'humidité sur les bioréacteurs du LGCIE. Les valeurs de RMSE et de l'erreur maximale sont données en m^3/m^3	171
Tableau IV-1 : récapitulatif des paramètres mesurés dans les CICLADE.	189
Tableau IV-2 : données générales liées aux essais CX.1 et CX.2. Pour les essais CX.2, la date de fin et la durée sont des données prévues au moment de la finalisation de ce travail.....	192
Tableau IV-3 : modalités des essais CX.1 et CX.2. Cases en gris sombre : cette modalité a été appliquée/ce paramètre a été suivi tout au long de l'essai.....	193
Tableau IV-4 : composition initiale des déchets des essais C1.1 et C2.1.....	194
Tableau IV-5 : caractéristiques biochimiques des déchets des essais CX.1 et CX.2.	196
Tableau IV-6 : caractéristiques physiques sèches des déchets des essais CX.1 et CX.2. Ces caractéristiques initiales s'entendent avant début de la compression verticale.....	196
Tableau IV-7 : caractéristiques physiques avec ajout d'humidité des déchets des essais CX.1 et CX.2. Ces caractéristiques initiales s'entendent avant début de la compression verticale.	197
Tableau IV-8 : résultats globaux obtenus en terme de suivi d'humidité sur les cellules CICLADE.....	214
Tableau IV-9 : données liées à la biodégradation pour les essais CX.1 et CX.2.....	215

Tableau IV-10 : humidité moyenne en cours d'essai et production de biogaz.....	218
Tableau IV-11 : analyse de l'effet de la compression primaire sur l'humidité.	224
Tableau IV-12 : humidité à l'équilibre en fin d'essai.....	225
Tableau IV-13 : expression du potentiel méthanogène des essais CX.1 et CX.2.....	226
Tableau IV-14 : comparaison des valeurs de BMP déterminées par les deux laboratoires mandatés.	227
Tableau IV-15 : lixiviats ajoutés initialement, injectés et drainés pour les essais CX.1 et CX.2.	231
Tableau IV-16 : analyse des déficits inexpliqués et des erreurs sur les bilans en masse des essais CX.1.....	236
Tableau V-1 : mécanismes et facteurs contrôlant le tassement de déchets (Manassero et al., 1997).	246
Tableau V-2 : production stoechiométrique maximale de biogaz ($C_{b(i)}$) (Machado et al. 2008) et valeurs de $c_{v(i)} = c_{(i)}$ pour chaque composant (i) avant prétraitement (références données dans le tableau).....	267
Tableau V-3 : valeurs de $c_{v(i)}$, $p_{(i)}$, $c_{(i)}$ pour chaque composant (i) en fonction de trois scénarios de prétraitement.	267
Tableau V-4 : coefficients de compression primaire et densité sèche initiale des essais CICLADE.	274
Tableau V-5 : comparaison avec les résultats de Stoltz (2009) et Nousheen-Arif (2010) avec les résultats de ce travail pour un même déchet et des densités (resp. teneurs en eau) comparables.	277
Tableau V-6 : valeurs de coefficients C_{ae} déterminées dans la littérature sur des sites réels (Olivier, 2003).	281
Tableau V-7 : calcul des paramètres initiaux (étape (1)) pour les essais CICLADE.	284
Tableau V-8 : calcul des paramètres initiaux (étape (1)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).....	285
Tableau V-9 : calcul des paramètres initiaux (étape (1)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).....	286
Tableau V-10 : calcul des paramètres de modélisation du biogaz (étape (2)) pour les essais CICLADE.....	287
Tableau V-11 : calcul des paramètres de modélisation du biogaz (étape (2)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).....	288
Tableau V-12 : calcul des paramètres de modélisation du biogaz (étape (2)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).....	289
Tableau V-13 : calcul des coefficients de compression secondaire mécanique (étape (3)) pour les essais CICLADE.	290
Tableau V-14 : calcul des coefficients de compression secondaire mécanique (étape (3)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).	291
Tableau V-15 : calcul des coefficients de compression secondaire mécanique (étape (3)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).....	291
Tableau V-16 : résultats de modélisation du tassement secondaire (étape (4)) pour les essais CICLADE.....	292
Tableau V-17 : résultats de modélisation du tassement secondaire (étape (4)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).....	294
Tableau V-18 : résultats de modélisation du tassement secondaire (étape (4)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).....	295
Tableau V-19 : récapitulatif de quelques paramètres clé du modèle bio-mécanique de tassements, et de l'humidité au cours de la biodégradation.	296

3. Notations et abréviations

3.1. Notations de grandeurs et de coefficients

Note : les unités peuvent parfois varier, selon la pertinence dans le corps du texte (par exemple, mm au lieu de m, t/m³ au lieu de kg/L).

α	Paramètre (unité dépendante du contexte)	i, j	Indices de sommation (-)
BMP	Potentiel de production de méthane (Nm ³ /t MS)	k	- Perméabilité intrinsèque (m ²) - Constante cinétique de biodégradation (1/an)
BP	Potentiel de production de biogaz (Nm ³ /t MS)	K	- Perméabilité, ou conductivité hydraulique (m/s) - Permittivité électrique (m ² /m ²)
c	- Teneur gravimétrique initiale en matière solide organique (kg/kg) - Vitesse de la lumière (m/s)	l	Longueur (m)
C_b	Production stoechiométrique maximale de biogaz (Nm ³ /t MS)	L	Longueur, distance (m)
C_R	- Taux de comptage neutrons (-) - Coefficient de compression primaire (-)	M	Masse (kg)
d	Densité (-)	ΔM	Variation de masse (kg)
D	Diamètre d'une particule (mm)	n	- Porosité (m ³ /m ³) - Indice de sommation (-) - Paramètre du modèle de Van Genuchten (-)
e	Indice des vides (m ³ /m ³)	p	Coefficient d'abattement de la biodégradation (kg/kg)
ε	Déformation (tassement relatif) (m/m)	P	Pression (kPa)
g	Accélération de la pesanteur (m ² /s)	q	Débit spécifique (m ³ /s.m ²)
h	Hauteur (d'une couche ou d'un échantillon) (m)	Q	- Quantité cumulée de biogaz (Nm ³ /t MS) - Quantité cumulée de lixiviats (L/t MS)
Δh	Variation de hauteur, tassement absolu (m)	R^2	Coefficient de détermination (-)
H	- Charge hydraulique (m) - Hauteur (d'une colonne de plusieurs échantillons) (m)	r_c	Coefficient de réflexion de l'onde TDR (-)
ΔH	Perte de charge (m)	ρ	- Masse volumique (t/m ³) - Résistivité électrique (Ω .m)
η	Viscosité dynamique (Pa.s)	s	Surface (m ²)

S	- Surface (m ²) - Degré de saturation (m ³ /m ³)	V	Volume (m ³)
σ	- Contrainte (kPa) - Conductivité électrique (mS/cm)	ΔV	Variation de volume (m ³)
t	Temps (s)	v	Vitesse (m/s)
T	- Température (°C) - Temps de parcours d'onde (s)	w	Teneur massique en eau (kg/kg masse sèche) [convention géotechnique]
τ	Constante de temps (s)	w'	Teneur massique en eau (kg/kg masse humide) [convention génie des procédés]
Δt	Durée (s)	x	Valeur de comptage de neutrons (-)
θ	Teneur volumétrique en eau (m ³ /m ³)	Y	Débit de biogaz instantané (Nm ³ /t MS/an)
u	Pression du fluide interstitiel (kPa)		

3.2. Notations indicielles et exponentielles

⁰	Initial	<i>eff</i>	Effectif
₁	Primaire	<i>exc</i>	Excavation
₂	Secondaire	<i>fin</i>	Final
^{1/2}	Demi	<i>g</i>	Gaz, gazeux
'	- Notation pour la contrainte effective - Notation pour la teneur en eau sur masse humide	<i>G</i>	Global (teneur en eau mesurée par bilan hydrique global)
*	Notation pour une propriété intrinsèque	<i>h</i>	Humide, apparent
<i>a</i>	Apparent	<i>i</i>	Inerte
<i>add</i>	Ajouté, additionné	(<i>i</i>)	Composant <i>i</i>
<i>B, b, bio</i>	Biochimique, biodégradation, biogaz	<i>inj</i>	Injecté
γ	Gamma (masse volumique mesurée par sonde gamma)	<i>l</i>	Liquide, lixiviat
<i>c</i>	Capillaire	<i>M</i>	Mécanique
<i>cc</i>	Capacité au champ	<i>max</i>	Maximum
<i>d</i>	- Sec (« dry ») - De drainage	<i>mét</i>	Méthane, méthanogénèse
		<i>moy</i>	Moyen, moyenne
		<i>n</i>	Nombre total de composants (<i>i</i>)
		<i>N</i>	Neutrons (teneur en eau mesurée par sonde à neutrons)

<i>nat</i>	Naturel (avant adjonction)	<i>so</i>	Solide organique
<i>o</i>	Ouverte	<i>t</i>	Total
<i>r</i>	Résiduel(le)	<i>T</i>	TDR (teneur en eau mesurée par sonde TDR)
<i>réf</i>	Référence	<i>v</i>	- Vide - Vertical - Vierge (avant prétraitement)
<i>s</i>	- Solide - Standard	<i>z</i>	Profondeur, hauteur (m)
<i>sat</i>	Saturé / A saturation		
<i>si</i>	Solide inerte		

3.3. Abréviations et acronymes

ACV	Analyse de cycle de vie	CIT	Carbone inorganique total
Ademe	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie	CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
AGV	Acides gras volatils	COD	Carbone organique dissous
AIEA	Agence Internationale de l'Energie Atomique	COT	Carbone organique total
ANR	Agence Nationale de la Recherche	COV	Composé organique volatil
BTP	Bâtiment et travaux publics	CT	Carbone total
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières	CV	Coefficient de variation
C4DC	Chambre de calibration de capteurs et de compression de déchets confinés	DASRI	Déchets d'activités de soin à risque infectieux
CAE	Centre d'Analyses Environnementales de Veolia Environnement	DBO	Demande biochimique en oxygène
CAR	Consolidated anaerobic reactor	DCO	Demande chimique en oxygène
CDD	Combustible dérivé de déchets	DD	Déchets dangereux
Cemagref	Centre d'Etude du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts	DI	Déchets inertes
CICLADE	Cellules innovantes de compression en laboratoire sur déchets	DIB	Déchets industriels banals
		DIS	Déchets industriels spéciaux
		DM	Déchets municipaux
		DMA	Déchets ménagers et assimilés
		DND	Déchets non dangereux

DU	Déchet ultime	IRD	Institut de Recherche pour le Développement
EEA	European Environment Agency	ISDD	Installation de stockage de déchets dangereux
ELIA	Environmental Landfill Impact Assessment	ISDI	Installation de stockage de déchets inertes
ENGEES	Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg	ISDND	Installation de stockage de déchets non dangereux
ENSG	Ecole Nationale Supérieure de Géologie de Nancy	ISPM	Incremental Settlement Prediction Model
EPA	United States Environmental Protection Agency	ITE	Institut des Technologies de l'Environnement de Narbonne
ERT	Electrical resistivity tomography	IWWG	International Waste Working Group
FNADE	Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement	LGCIE	Laboratoire de Génie Chimique et d'Ingénierie Environnementale
G-INP	Grenoble-Institut National Polytechnique	Lirigm	Laboratoire Interdisciplinaire de Recherches Impliquant la Géologie et la Mécanique
GES	Gaz à effet de serre	LISBP	Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Biologiques et des Procédés
GRECA	Groupe de Recherche sur l'Environnement et la Chimie Atmosphérique	LSEE	Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement
GRESE	Groupe de Recherche Eau Sol Environnement	LTHE	Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement
GSB	Géosynthétique bentonitique	MBT	Mechanical-biological pre-treatment
ICPE	Installation classée pour la protection de l'environnement	MEEDDM	Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer
Ifen	Institut Français de l'Environnement	MES	Matières en suspension
IMFT	Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse	MH	Masse/Matière humide
INPL	Institut National Polytechnique de Lorraine	MIOM	Mâchefers d'incinération des ordures ménagères
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique	MO	Matière organique
INSA	Institut National des Sciences Appliquées		

MODECOM™	Méthode de caractérisation des ordures ménagères	REFIOM	Résidu d'épuration des fumées d'incinération des ordures ménagères
MOO	Matière organique oxydable	REP	Responsabilité élargie du producteur
MPS	Matière première secondaire	RMSE	Root mean squared error
MS	Masse/Matière sèche	SIG	Système d'information géographique
MV	Matière volatile	SWANA	Solid Waste Association of North America
MWW	Réseau Measuring Water in Waste	TAC	Titre alcalimétrique complet
NIMBY	Not in my backyard	TC	Thermocouple
NIMEY	Not in my electoral year	TDR	Time-domain reflectometry
OECD	Organisation for Economic Development and Co-operation	TDT	Time-domain transmissiometry
OM	Ordures ménagères	UdG	Université de Grenoble
PEHD	Polyéthylène haute densité	UE	Union Européenne
PGTT	Partitioning gas transfer test	UIOM	Unité d'incinération d'ordures ménagères
PMMA	Polyméthyl méthacrylate	UJF	Université Joseph Fourier (Grenoble-I)
PRECODD	Programme de Recherche sur les Ecotechnologies et le Développement Durable	UMR	Unité mixte de recherche
PTMB	Prétraitement mécano-biologique	UV	Ultraviolet
PVC	Polychlorure de vinyle	VERI	Veolia Environnement Recherche et Innovation
RDF	Refuse derived fuel	VP	Veolia Propreté
R&D	Recherche et développement		
RECORD	Réseau Coopératif de Recherches sur les Déchets		

4. Glossaire

Note : les premières occurrences des mots listés dans le glossaire sont soulignées et marquées d'une astérisque (« * »). Les occurrences suivantes ne sont pas marquées.

Aérobic (*aerobic*) :

Caractère de tout être vivant, métabolisme ou processus dont l'existence exige la présence d'oxygène, provenant principalement de l'air. Les réactions biologiques aérobies sont généralement fortement exothermiques. Le traitement biologique aérobic complet (notamment de déchets) porte le nom de compostage (RECORD, 2002).

Anaérobic (*anaerobic*) :

Caractère de tout être vivant, métabolisme ou processus dont l'existence n'exige pas la présence d'oxygène, par opposition aux conditions aérobies. Dans certains cas, l'absence d'oxygène peut être essentielle pour que les métabolismes ou processus aient lieu (anaérobic stricte). Les réactions biologiques aérobies sont faiblement exothermiques. Le traitement biologique anaérobic complet (notamment de déchets) porte le nom de méthanisation (RECORD, 2002).

Biodégradation (*biodegradation*) :

« Conversion de composés organiques en produits plus simples par des micro-organismes sous l'action d'enzymes » (RECORD, 2002). Autrement dit, il s'agit d'une dégradation de composés organiques complexes sous l'action de micro-organismes (Sadowski, 2002).

Biogaz (*biogas*) :

Gaz issu de la biodégradation de la matière organique des déchets, composé de méthane (CH_4), dioxyde de carbone (CO_2), hydrogène (H_2) et d'autres composés en traces, majoritairement des composés organiques volatils (COV) (Arigala et al., 1995 ; Lo et al., 2010).

Bioréacteur (ISDND) (*bioreactor landfill*) :

Installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND) confinée dans laquelle les processus de dégradation et de stabilisation des déchets sont accélérés (Aran, 2001 ; FNADE-Ademe, 2007). « Cette accélération peut être opérée par la maîtrise des principaux facteurs d'optimisation de l'activité microbienne : humidité, taille de particules, température, préparation de la charge. Au sens strict, la gestion en bioréacteur n'est donc pas obligatoirement liée à la recirculation des lixiviats. Mais, dans la pratique, un taux d'humidité suffisant étant indispensable à une bonne dégradation de la matière organique, le bioréacteur est souvent synonyme de recirculation des lixiviats » (FNADE-Ademe, 2007).

Capacité au champ (*field capacity*) :

La capacité au champ se définit par la quantité de liquide qu'un milieu poreux soumis à la gravité peut retenir durablement (Zornberg et al. 1999). Cette notion, toutefois, varie avec le temps et l'espace, et doit se définir comme une teneur en eau à l'équilibre hydrostatique avec des conditions aux limites données et à un instant t (Kazimoglu et al. 2005a). On prend parfois la valeur de la teneur en eau volumique à une pression capillaire P_c 33 kPa (Benson and Wang 1998), ou 10 kPa (Reinhart et Townsend, 1997 ; Münnich et al., 2003). Ce concept est toutefois discuté dans son applicabilité aux déchets (Capelo et al. 2007).

Casier (*landfill cell*) :

« Subdivision de la zone à exploiter, délimitée par une digue périmétrique stable et étanche, hydrauliquement indépendante » (Arrêté du 9 septembre 1997).

Déchet (*waste*) :

« Est un déchet tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son propriétaire destine à l'abandon » (Art. 1^{er} de la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 in BRGM, 1997). Une définition au sens économique est donnée par Bertolini (2005) : « Au plan économique, un déchet peut se définir comme une marchandise à prix négatif ».

Déchet biodégradable ou biodéchet (*biodegradable waste or biowaste*) :

« Tout déchet pouvant subir une décomposition anaérobie ou aérobie, comme les déchets alimentaires et les déchets de jardins, ainsi que le papier et le carton » (Directive n°1999/31/CEE du 26/04/99). Cette définition correspond à celle d'un « biodéchet » selon la même loi.

Déchet ménager ou ordure ménagère (OM) (*household or municipal solid waste, MSW*) :

Les déchets ménagers et assimilés sont les déchets qui ne sont ni dangereux, ni inertes. Ils comprennent notamment les déchets industriels banals qui sont les déchets provenant de l'industrie, du commerce, de l'artisanat, des services, des administrations et des activités de toute nature, dès lors qu'ils ne sont ni inertes, ni dangereux (BRGM, 1997).

Déchet ultime (DU) (traduction inexistante stricto sensu) :

Déchets « qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment » (Art. 1^{er} de la loi n°92-646 du 13 juillet 1992).

Demande chimique en oxygène (DCO) (*chemical oxygen demand, COD*) :

Il s'agit de la « quantité d'oxygène consommée au cours de l'oxydation d'une substance d'essai par du bichromate de potassium acide chaud. La DCO fournit une mesure de la quantité de matière oxydable présente dans une solution » (RECORD, 2002). La DCO est généralement présentée en g d'oxygène consommé par kg ou litre de substance étudiée.

Exploitation (phase d') (*operation phase*) :

Phase de la vie d'un casier allant de son ouverture à sa couverture provisoire à la fin de la construction du casier. Cette phase précède la phase de suivi post-exploitation (IWWG, 2009).

Lixiviats (*leachate*) :

Liquide qui a migré à travers un massif de déchets et qui contient des substances solubles, en suspension et dissoutes provenant de matériaux issus des déchets (Camobreco et al. 1999). Selon Kjeldsen et al. (2002), il s'agit d'une solution aqueuse de quatre groupes de polluants : des substances organiques dissoutes, des macro composés inorganiques composés d'ions majeurs, des métaux lourds et des composés organiques xénobiotiques qui peuvent être notamment des hydrocarbures, des phénols, des pesticides. Au sens juridique du terme, « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci » (Arrêté du 9 septembre 1997).

Post-exploitation (phase de) (*aftercare period*) :

Phase de la vie d'un casier allant de sa couverture jusqu'à la fin de la période de suivi réglementaire, généralement 30 ans. Durant cette phase, l'exploitant mettra en place une couverture définitive, mais ne réalisera en principe plus d'autres travaux importants sur le casier. C'est généralement durant cette phase que la majorité du biogaz est produite (IWWG, 2009).

Prétraitement mécano-biologique de déchets (PTMB) (*mechanical-biological pre-treatment, MBT*) :

Combinaisons de traitements mécaniques (broyage, criblage) et biochimiques (généralement aérobies) afin de stabiliser la part biodégradable des déchets (De Gioannis et al., 2009).

Putrescible (matière) (*putrescible matter*) :

Matière organique facilement biodégradable composée essentiellement des déchets alimentaires (résidus d'alimentation) (RECORD, 2002). On y rajoute généralement les déchets verts des ménages (déchets de jardin, provenant de la tonte ou du désherbage manuel) (Ademe, 1993).

Volume de mesure (ou zone d'influence) (*measurement volume*) :

Volume dans lequel s'effectue une mesure directe ou indirecte d'une grandeur physique. Pour les méthodes indirectes, il s'agit de la zone d'influence de la méthode appliquée, qui dépend de la technique utilisée (électromagnétique, nucléaire...) et du milieu. Ce volume est, la plupart du temps, bien inférieur au volume d'étude.

5. Note to English-speaking readers

This PhD Dissertation is not available in full-text length in English. However, each Chapter is preceded by a short English Abstract, and the described work is based on several peer-reviewed publications written in English. Please refer to the list of References from the Author (Section “Références bibliographique”, subsection “Publications de l’auteur”).

Most graphs may be easily understood, as the physical variables are abbreviated according to international notations, which are listed above (Section 3 “Notations et abréviations”). To facilitate the understanding of the graphs, the following non-exhaustive list of translations may be helpful:

<i>French word</i>	<i>English word or meaning</i>
Broyé(e)(s)	Shredded
COT	Total Organic Carbon (TOC)
Dates	Dates
DCO	Chemical Oxygen Demand (COD)
Début	Start
Déchet	Waste
Densité	Density
Donnée(s)	Data
Eau	Water
Essai	Trial, experiment
Estimé(e)(s)	Estimated
Fin	End
Gaz	(bio)gas
Hauteur	Height
Injecté(s)	Injected
ISDND	Municipal Solid Waste landfill
Jours	Days
Lixiviats (Lix.)	Leachate
Mâchefer	Bottom ash
Masse	Mass
Matière sèche (MS)	Dry Matter (DM)
Matière volatile (MV)	Volatile Solids (VS)
Mesure	Measurement
Mesuré(e)(s)	Measured
Modèle	Model
NTK	Total Nitrogen according to Kjeldahl (TNK)
OM	Municipal Solid Waste (MSW)
Produit	Generated, produced
PTMB	Mechanical-Biological pre-Treatment (MBT)
Sorti(e)(s)	(Went) out, drained off
Temps	Time
Tendance	Trend

Finally, please notice that dates are written according to the French date standard, i.e. 21/07/2008 means the 21st of July, 2008.

Avant-propos

« La gestion des déchets est une question un peu technique, beaucoup
économique et passionnément sociale et culturelle »

(Ch. Mettelet)

De tous les défis environnementaux auxquels l'humanité doit faire face, trois enjeux majeurs se dégagent autour des questions des ressources naturelles, des ressources énergétiques et des nuisances à l'environnement, ces enjeux étant naturellement indissociables de la question du changement climatique.

La gestion des déchets se trouve au carrefour de ces trois enjeux majeurs. La prise de conscience autour de cette thématique, souvent jugée ingrate voire secondaire, est récente. Malgré des efforts considérables déployés par les acteurs du domaine (politiques, industriels), de nombreuses questions restent encore sans réponse, et notamment celles de la quantité et de la nocivité des déchets, sans oublier les débats autour des choix des modes de traitement et de leur impact, supposé ou non, sur l'environnement et la santé.

La relation complexe et ambiguë qui relie l'homme à ses déchets, à la fois rebuts et ressources potentielles, n'est pas étrangère à la survenance très tardive d'un intérêt scientifique pour ces matériaux très particuliers. Si les scientifiques et les techniciens amorcent une réconciliation avec les déchets autour de la notion de « cycle » de matière et d'énergie, la vision populaire tend toujours à marginaliser cette thématique par rapport à d'autres enjeux environnementaux.

En parallèle à des débats de fond qu'il convient évidemment de mener, parce qu'ils permettent de concilier les visions économique, écologique et sociologique de la question tout en n'excluant aucun acteur, la gestion au quotidien des installations dans les meilleures conditions possibles d'exploitation et de sécurité s'impose.

Il faut agir vite et efficacement, localement, mais dans une dynamique globale, au quotidien sans perdre de vue les enjeux planétaires. Puisse ce travail contribuer modestement à une meilleure compréhension d'un milieu physique aussi hostile et complexe...

Avertissement :

Dans ce travail, certaines informations, comme le nom des matériaux utilisés, leur origine ou leur composition exactes sont parfois volontairement omises pour des raisons de confidentialité.

Chapitre I. Introduction

Résumé :

Ce premier chapitre présente la thématique générale de la gestion et du stockage de déchets.

En premier lieu, des définitions des différents types de déchets sont énoncées. Leur composition type et les tendances en terme de composition et de production de déchets sont discutées. La production et le traitement des déchets en France et dans certains autres pays (OCDE et Chine) montre des schémas de production et de stratégie de gestion des déchets assez différents, en raison notamment de différents contextes économiques, mais aussi du rôle joué par les acteurs du secteur dans chaque pays. Les techniques actuellement favorisées, qui détournent les déchets des installations de stockage, sont discutées.

En second lieu, après une introduction aux installations de stockage modernes, le déroulement typique de l'exploitation en France est présenté. Celui-ci suit différentes phases dans la vie d'une installation, qui correspondent chacune à une certaine phase de l'évolution des déchets. Après avoir été pendant longtemps de simples décharges non contrôlées, les sites de stockage évoluent à présent vers des installations très techniques de traitement et de stockage, avec deux nouveaux concepts importants pour accélérer la stabilisation in-situ ou ex-situ des déchets : le bioréacteur et le prétraitement mécano-biologique. La question de l'impact environnemental de la filière est au cœur de ces évolutions.

En dernier lieu, les objectifs généraux de ce travail sont exposés, ainsi que les projets support du travail. La structure du manuscrit ainsi qu'une vue d'ensemble des différents dispositifs d'essais et des matériaux testés sont finalement présentées.

Abstract:

This first chapter addresses the general issue of waste management and landfilling.

First, definitions of the different types of waste are given. Their typical composition and trends for future waste composition and quantities are discussed. The analysis of waste production and treatment in France and in some other countries (OECD and China) illustrates different waste production schemes and waste management strategies. This development is the result of different economic contexts, but also of the varying roles of the stakeholders in each country. The presently preferred waste treatment options that divert waste from landfills are discussed.

Second, after an introduction to modern landfills, the typical operation practices in France are explained. These follow different phases in the landfill lifetime, each of them corresponding to a certain landfill evolution stage. After having been very simple disposal facilities for a long time, landfills are now evolving towards highly engineered treatment and disposal facilities, with two important new concepts for in-situ and ex-situ accelerated stabilization, namely the bioreactor landfill and biological-mechanical pre-treatment. The question of the environmental impact of landfilling is at the heart of these evolutions.

Third, the general objectives of this research are exposed, as well as the projects in which this research was involved. Finally, the manuscript structure as well as a brief overview of the different testing apparatus and tested materials is finally presented.

1. Les déchets et leur traitement

1.1. Définition et typologie des déchets

1.1.1. Définition générale d'un déchet

Bien que le terme « déchet* », ou ses équivalents, « ordure », « détrit » voire « résidu », soient des termes du langage courant, leur définition précise n'est pas si récente et reste largement évolutive. Selon la loi française n°75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et la récupération des matériaux, un déchet se définit par « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit, ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon ». Cette définition est proche de la définition européenne de la Directive n°2006/12/CE du 05/04/06, qui parle de « toute substance ou tout objet [...], dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ». Au sens commun, selon l'encyclopédie en ligne Wikipédia, un déchet « est un objet en fin de vie ou une substance issue d'un processus, jugés inutiles, dangereux ou encombrants, et dont on veut se débarrasser ».

Dans ces définitions relativement similaires, même si les notions « d'abandon » et de « défection » n'ont pas un sens strictement identique, les déchets peuvent par nature recouper une très large variété de matériaux qui ont la caractéristique commune d'être indésirables, un « infra-objet » tout en bas d'une échelle établie par la société moderne de consommation (Barbier, 2002). On est encore loin de la notion de ressource ou de matière première secondaire potentielle ; son élimination est souhaitable avant tout, même si elle aura nécessairement un coût que l'on est prêt à supporter.

Ainsi, économiquement, un déchet pourrait se définir par une marchandise à prix négatif, i.e. un bien pour lequel les flux économique et monétaire vont dans le même sens (Bertolini, 2005). Toutefois, cette définition possède des limites puisqu'elle se heurte à des questions que seule la jurisprudence peut trancher : un co-produit, un sous-produit sont-ils des déchets ? Un produit à valeur de marché positive, destiné à être recyclé, est-il toujours un déchet ? Quid alors des matières premières secondaires, terme jusqu'ici non reconnu par les textes officiels ? On se heurte ici à une difficulté récurrente autour de la question des déchets : la définition exacte de ce dernier est évolutive en raison d'un contexte économique, environnemental, sociétal et juridique en évolution constante.

Notons également la notion de « déchet ultime* » (DU) consacrée par la loi française n°92-646 du 13 juillet 1992, défini par tout « déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ». Cette définition a été, comme nous le verrons plus loin, au cœur de la discussion sur la hiérarchie des filières de traitement. En effet, *stricto sensu*, un déchet satisfaisant ces critères est un déchet entièrement stabilisé. Cette appellation, source d'interprétations variées, et toutefois peu à peu abandonnée.

Malgré un inventaire assez exhaustif des définitions possibles pour un déchet, on constate que ce terme peut encore couvrir un champ immense de matériaux divers, ayant des origines et des degrés de dangerosité très variés. C'est pourquoi le paragraphe suivant va s'efforcer de proposer une classification en grandes classes de déchets.

1.1.2. Types de déchets

Les déchets sont généralement classés en fonction de leur provenance et de leur dangerosité. Le critère de dangerosité l'a emporté dans la nouvelle classification européenne des déchets, bien qu'il soit largement superposable au critère de provenance, à quelques exceptions près. On distingue par ordre décroissant de dangerosité et par gisement croissant :

* : les mots soulignés marqués d'une astérisque renvoient au Glossaire figurant au début de ce manuscrit.

Collectivités		Ménages		Entreprises	
Déchets de voirie et des marchés	Déchets verts	Encombrants, déchets verts	OM au sens strict	DIB collectés avec les OM	DIB avec collecte spécifique
		OM au sens large			
	Déchets municipaux (DM)				
Déchets non dangereux (DND)					

Figure I-1 : types de déchets non dangereux (Ademe, 2009a).

- les déchets dangereux (DD) ;
- les déchets non dangereux (DND) ;
- les déchets inertes (DI).

Le présent travail s'intéressera quasi exclusivement aux DND, mais les trois catégories de déchets sont succinctement abordées ci-après.

- Déchets dangereux

Les déchets dangereux (DD) regroupent par ordre d'importance décroissante les déchets industriels spéciaux (DIS), les déchets dangereux du secteur du bâtiment et des travaux publics (BTP), les déchets dangereux des ménages, et les déchets d'activités de soin à risque infectieux (DASRI) (Damien, 2009). Comme nous le verrons plus loin, les DIS constituent la grande majorité des DD et ces déchets font l'objet d'une filière lourde dédiée. Les principaux modes de traitement et d'élimination des DD sont l'incinération et le stockage en installations de stockage de déchets dangereux (ISDD) après stabilisation. Les ISDD étaient anciennement dites des installations de classe I.

- Déchets non dangereux

Les déchets non dangereux (DND) recourent, par opposition aux déchets dangereux, les déchets non toxiques qui proviennent de l'ensemble des activités économiques et des ménages. L'appellation « déchets non dangereux » fait suite à l'appellation « déchets ménagers et assimilés » (DMA) abrogée par l'Arrêté du 19 janvier 2006 modifiant l'Arrêté du 9 septembre 1997 modifié. Cette catégorie de déchets recouvre les ordures ménagères* (OM), les déchets des collectivités, les encombrants, ainsi que les déchets industriels banals (DIB) (voir Figure I-1). A noter que les déchets collectés par les collectivités sont généralement regroupés sous le terme déchets municipaux (DM). Les DND présentent l'intérêt d'être en grande partie valorisables sous forme de matière ou d'énergie, ils peuvent être recyclés, compostés, incinérés en unité d'incinération des ordures ménagères² (UIOM) ou traités en installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND). Les ISDND étaient anciennement dites des installations de classe II.

- Déchets inertes

Les déchets inertes (DI) sont essentiellement des déchets provenant des secteurs du BTP et agricole. Ils sont produits en quantités importantes, mais ils sont généralement valorisables, et leur non-dangereusité fait qu'ils sont souvent réutilisés directement in situ et qu'ils n'entrent pas dans le cadre du traitement industriel des déchets. Toutefois, une part d'entre eux peut être valorisée en l'état après transport, stockée en installation de stockage de déchets inertes (ISDI) voire incinérée. Les ISDI étaient anciennement dites des installations de classe III.

² A noter que, si la dénomination parle d'ordures ménagères, ces installations sont habilitées à incinérer les DND, voire certains autres déchets dans le respect de la réglementation.

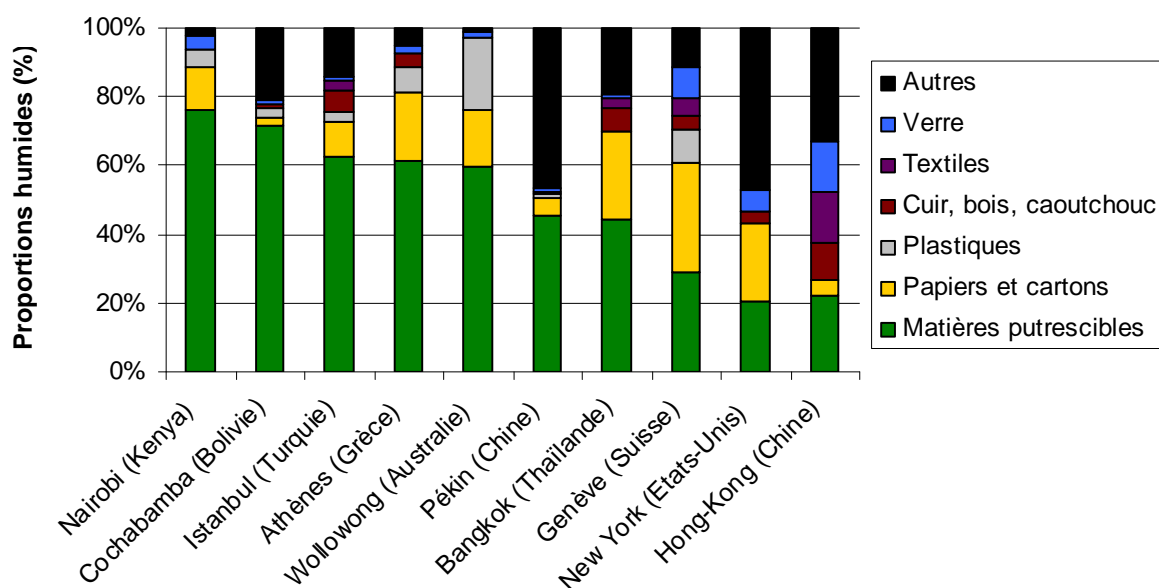


Figure I-2 : composition typique de quelques déchets produits de par le monde (Manassero et al., 1997).

1.1.3. Evolutions attendues du type et de la quantité de déchets

- Aspects qualitatifs

Tout déchet reflète dans une certaine mesure la société qui l'a engendré, de par sa nature ou de par la quantité dans laquelle il est produit. Les sociétés industrielles produisent à la fois davantage de déchets ménagers et des déchets avec une plus forte proportion de plastiques et de papiers-cartons par exemple, comme le montre la Figure I-2. Ce graphique montre toutefois des corrélations qui ne sont pas complètement évidentes du fait que les exemples donnés sont tous de type urbain, le contraste étant bien entendu plus fort encore entre zones rurales de pays industrialisés par rapport à des pays en développement.

D'autre part, les sociétés peu industrialisées produisent des déchets moins polluants, et leur industrialisation pourrait augmenter la quantité de DD produits. En effet, la dangerosité globale des déchets s'est accrue au cours de ces dernières décennies dans les pays de l'organisation de coopération et de développement économiques (OECD en anglais) (Bertolini, 2005).

On peut s'attendre globalement à des augmentations significatives de la proportion de plastiques et papiers-cartons dans les déchets produits, au détriment des matières organiques putrescibles* (déchets de cuisine, de jardin...) (Dixon et Langer, 2006), et à une augmentation de la production de déchets dangereux pour les pays émergents, comme cela a été le cas pour les pays industrialisés au cours du XX^{ème} siècle.

- Aspects quantitatifs

Il est généralement admis que la quantité de déchets produits est fortement corrélée avec le produit intérieur brut (PIB) du pays, comme le montre pour la France la collecte des déchets municipaux en Figure I-3 (EEA, 2000a ; Ifen, 2008). Cette corrélation avec le PIB serait d'ailleurs plus forte qu'elle ne l'est avec la population, qui croît à un rythme inférieur aux quantités de déchets municipaux collectés. On peut donc logiquement s'attendre à une forte croissance des quantités de déchets pour tous les pays émergents et en développement, avec des enjeux très importants, notamment en Asie, continent très peuplé et à forte croissance économique.

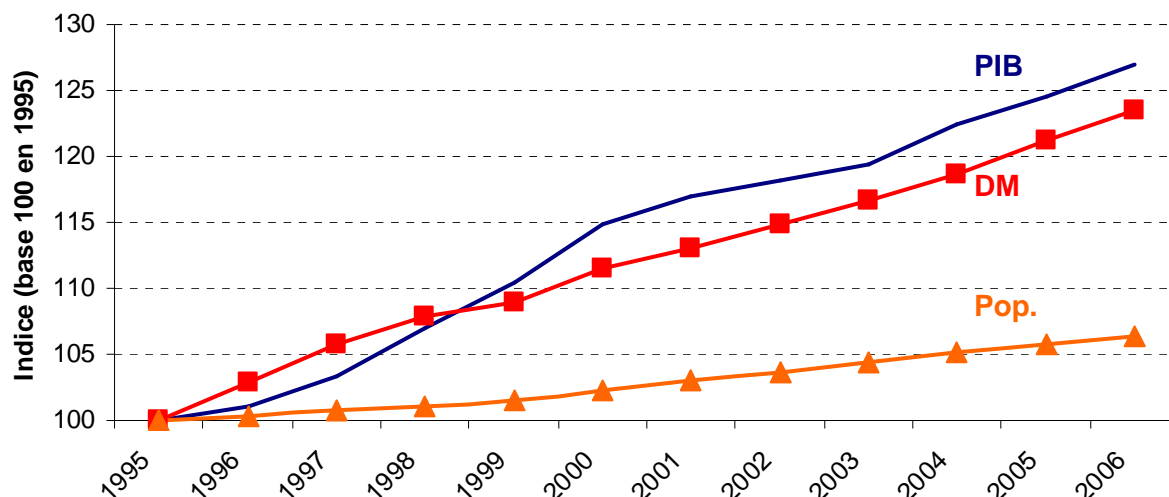


Figure I-3 : évolution du PIB, de la quantité de déchets municipaux collectés et de la population (pop.) depuis 1995 en France (base 100 en 1995) (Ifen, 2008).

Ces données globales ne doivent cependant pas masquer un certain nombre d'efforts réalisés notamment par les industriels en vue d'une décorrélation entre croissance du PIB et de la quantité de déchets. Ainsi, les quantités d'OM strictes et de DIB seraient en cours de stabilisation pour ce qui est de la France selon l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe) (Ademe, 2005 ; Ademe, 2009a). Par exemple, le poids des emballages a diminué jusqu'à 75% sur la période 1970-2000 en France (Bertolini, 2005)... mais n'oublions pas qu'en même temps la proportion d'emballages dans les OM est passée de 16% à 33% sur la période 1960-2000.

La France et l'Europe ont placé la réduction de la quantité de déchets au premier plan de leur politique en ce domaine. Au niveau français, un programme ambitieux a fixé un objectif de réduction de 7% de la production de DND sur 5 ans (« Plan déchets 2009-2012 », MEEDDM, 2009). Toutefois, au niveau mondial, la quantité de déchets ne devrait cesser de croître dans les prochaines décennies, notamment en raison de la croissance des pays émergents, avec des fluctuations à courte échéance en fonction de la situation économique.

1.2. Les filières de traitement de déchets

1.2.1. La production et le traitement de déchets en France et dans le monde

- *Production de déchets en France*

D'après l'Ademe, 868 millions de tonnes de déchets ont été produites en 2006 (Ademe, 2009a). La répartition des déchets selon les différents secteurs de production est donnée sur la Figure I-4. Selon ces mêmes statistiques, la production de DND était de 129 millions de tonnes en 2006 (126 en 2004) et la production de DD était d'environ 6,2 millions de tonnes en 2006 (inchangée par rapport à 2004) (Figure I-5). On voit que plus des trois quarts des déchets produits sont des déchets inertes.

Si l'on ne considère que la fraction en provenance des ménages, cela correspond à une production de 354 kg d'OM par habitant et par an³, soit un peu plus d'un kilogramme de déchets par jour (Figure I-6). La quantité de déchets strictement en provenance des ménages aurait tendance à se stabiliser sur ces dernières années, depuis les années 2000.

³ Ces statistiques de l'Ademe ne prennent pas en compte les mêmes indicateurs que les statistiques Eurostat utilisées ci-après pour les pays de l'Union Européenne (UE). Les chiffres pour la production de déchets sont évalués en terme de déchets municipaux (DM) par Eurostat et non en terme d'ordures ménagères (OM) strictes.

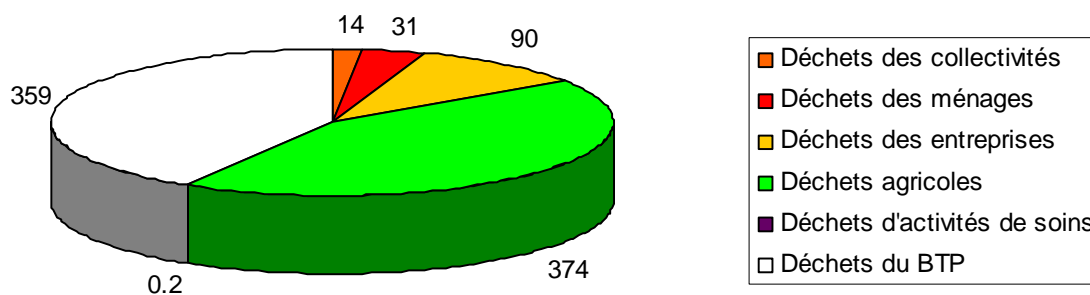


Figure I-4 : production globale de déchets en France en 2006 par origine (Ademe, 2009a).

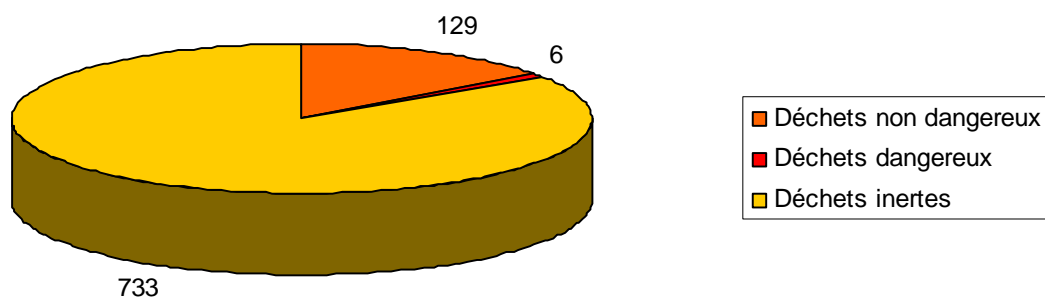


Figure I-5 : production globale de déchets en France en 2006 par nature (Ademe, 2009a).

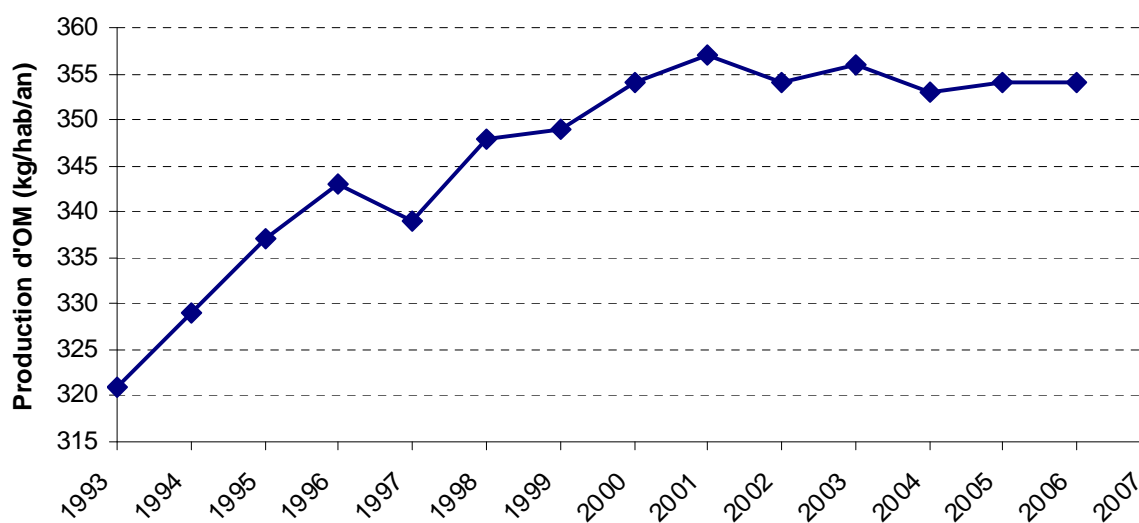


Figure I-6 : production d'OM par an et par habitant en France sur la période 1993-2006 (Ademe, 2009a).

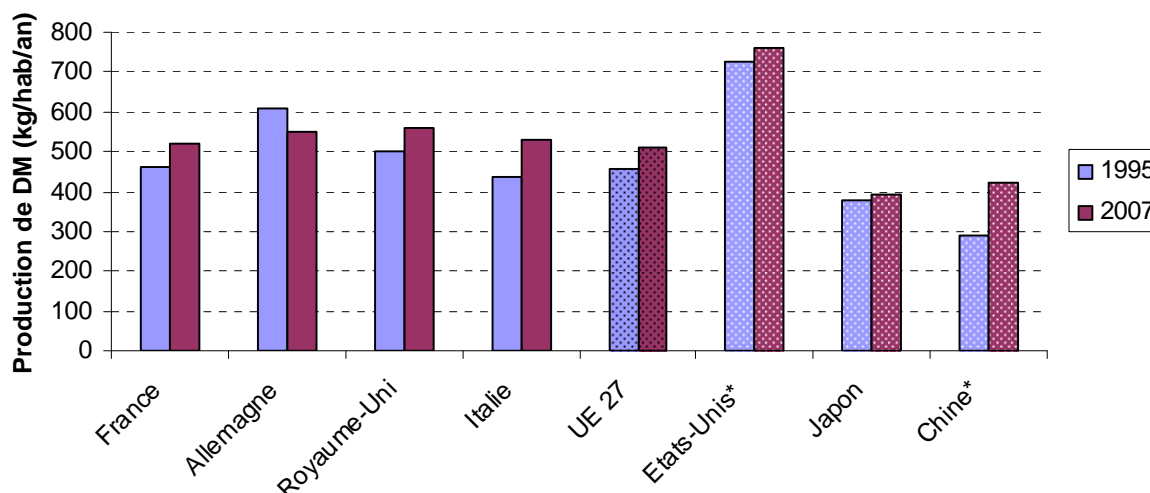


Figure I-7 : production de DM pour quelques pays de l'UE, les Etats-Unis, le Japon et la Chine (Huang et al., 2006 ; EPA, 2008 ; OECD, 2008 ; Ademe, 2009a ; EEA, 2009). *Pour la Chine : données 1997 et 2003, pour les Etats-Unis : données 1995 et 2006.

- Production de déchets dans le monde

Une estimation globale de la production d'OM, pour l'an 2000, était de 1609 millions de tonnes par an (Bertolini, 2005), dont près de la moitié était produite par le continent asiatique, et, à part quasi égales, 18% par l'Europe et 15% par l'Amérique du Nord. Pour 2003, la quantité globale d'OM produites était déjà estimée à 1840 millions de tonnes (Bertolini, 2005). La Figure I-7 renseigne sur la production de déchets municipaux (DM) de quelques pays de l'Union Européenne (UE), des Etats-Unis, du Japon et de la Chine. Rappelons que les DM sont une fraction des DND (voir Figure I-1), qui est à différencier des OM (production en France de 354 kg d'OM/hab/an en 2006 par comparaison).

De par son poids démographique, la Chine est assez logiquement le plus important producteur de déchets au monde, la production par habitant restant actuellement encore bien plus forte aux Etats-Unis ainsi que dans les pays de l'UE. La croissance de la production de déchets est toutefois très importante en Chine (sur la Figure I-7, les données sont à analyser sur une période de 6 ans pour la Chine, contre 12 ans pour les autres pays). Le Japon maîtrise quant à lui la production de déchets, qui est à un niveau plus bas que tous les autres pays cités en 2007. On voit sur la Figure I-7 que la production de DM croît globalement sur les 10 à 15 dernières années, avec une exception pour l'Allemagne parmi les pays cités⁴, malgré la prise de conscience et les politiques publiques engagées, citées plus haut.

- Traitement des déchets municipaux dans le monde

Le stockage des déchets reste la première filière de traitement et d'élimination des déchets dans le monde (Arigala et al., 1995; Durmusoglu et al., 2005; Bertolini, 2005 ; Bilgili et al., 2007). Toutefois, le « stockage » dont il est ici question prend des formes très variables selon les pays, et peut aller d'un simple dépôt sauvage des ordures à un stockage en ISDND tel qu'on le connaît dans les pays industrialisés. Par exemple, en Chine, seuls 50% des OM collectées étaient traitées selon les standards des pays industrialisés en 2003 (Huang et al., 2006). De plus, une quantité importante des flux est difficile à estimer car la réutilisation ou le « recyclage » artisanal restent très importants dans certains pays en développement. La Figure I-8 renseigne sur le traitement de déchets municipaux (DM) dans quelques pays importants de l'Union Européenne (UE), des Etats-Unis, du Japon et de la Chine.

⁴ Ces statistiques, émises par Eurostat pour les pays de l'UE, portent sur d'autres données que les statistiques présentées précédemment où l'on constatait une stagnation de la production d'OM en France.

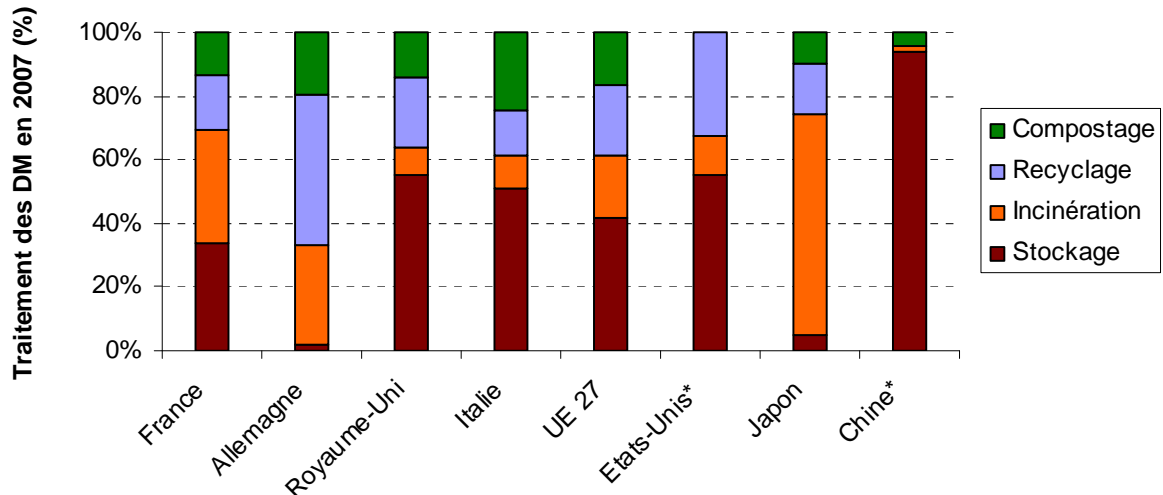


Figure I-8 : traitement de DM pour quelques pays de l'UE, les Etats-Unis, le Japon et la Chine en 2007 (Huang et al., 2006 ; EPA, 2008 ; OECD, 2008 ; EEA, 2009). *Pour la Chine : données 2003, pour les Etats-Unis : données 2006.

L'incinération en UIOM, bien qu'importante dans les pays de l'OCDE, ne porterait que sur 5 à 10% des tonnages mondiaux d'OM (Bertolini, 2005). Elle atteint un niveau record au Japon, qui est le premier pays incinérateur mondial, avec près de 70% des DM incinérés (OECD, 2008).

Tout comme pour la qualité ou la quantité de déchets produits, on peut rechercher une corrélation entre modes de traitement et PIB. L'incinération est surtout le fait de divers pays européens et du Japon. Bertolini (2005) a étudié la relation entre taux d'incinération, PIB, densité de population et disponibilité des ressources énergétiques.

Au sein des pays de l'OCDE, on distingue une forte disparité des choix de traitement qui n'est pas liée au PIB, bien que les différences tendent à diminuer du fait de l'impulsion des politiques européennes notamment. Les différences s'expliquent ici surtout par des cultures techniques et des contextes géographiques différents :

- pays à faible densité d'habitants et/ou à culture anglo-saxonne : Etats-Unis, Canada, Royaume-Uni, Australie, Nouvelle-Zélande : fort taux de stockage en ISDND et faible taux d'incinération ;
- pays à forte densité d'habitants : Pays-Bas, Japon, Suisse, Luxembourg, Danemark : très forts taux d'incinération et de recyclage du fait du manque d'espace ;
- pays à culture germanique : Allemagne, Autriche : très forts taux de recyclage et de compostage, plus faible taux d'incinération et maintien des ISDND uniquement pour des déchets très stabilisés.

La France se situe à une position intermédiaire puisqu'elle incinère, recycle/composte et stocke environ 1/3 de ses déchets respectivement (Ademe, 2009a).

A une échelle plus globale, il y a certes des corrélations entre taux d'incinération, PIB, densité de population ou disponibilité des ressources énergétiques, mais avec de nombreux contre-exemples. D'autres hypothèses, comme la maîtrise des technologies, les logiques d'opérateurs et surtout les politiques des pouvoirs publics (elles-mêmes dépendantes des autres facteurs) sont avancées par l'auteur.

Actuellement, la question des choix de traitement dans les pays de l'OCDE et surtout en UE renvoie aux choix de hiérarchisation politique des filières et aussi à la diffusion des cultures techniques par l'organisation des marchés, questions abordées au § I-1.2.2.

1.2.2. Impulsions des acteurs publics et économiques

- *Impulsions des politiques publiques et du grand public*

Les politiques publiques relatives aux déchets se sont appuyées d'abord sur des considérations d'hygiène publique, avant de s'intéresser plus récemment aux préoccupations écologiques et de santé individuelle (Bertolini, 2005). Historiquement, les déchets ont commencé à intéresser les acteurs publics lorsque l'accroissement de la population d'une part, et le développement des techniques agricoles et industrielles d'autre part, ont eu pour effet de générer des quantités de déchets de plus en plus importantes, que le milieu naturel ne pouvait plus dégrader, ou traiter, sans l'intervention de l'homme (Damien, 2009).

La réglementation a d'abord concerné la protection de l'hygiène public, afin de pallier les problèmes sanitaires que pouvaient représenter des déchets non collectés et non mis à l'écart des importantes concentrations de population. C'est au cours du XIX^{ème} siècle que se met ainsi peu à peu en place l'organisation de la collecte des déchets dans la plupart des pays européens.

Au cours du XX^{ème} siècle, on voit l'émergence d'une réglementation destinée à protéger le milieu naturel (Damien, 2009). C'est notamment sous cette impulsion que l'organisation du traitement des déchets s'est faite. En France, l'une des lois les plus marquantes est la loi n°76-663 du 19 juillet 1976 introduisant la notion d'installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE). Des lois de plus en plus contraignantes vont ainsi encourager des évolutions techniques et une structuration des filières de traitement des déchets, surtout depuis une trentaine d'années en Europe.

Les impulsions politiques viennent en grande partie du pouvoir politique lui-même, mais aussi de tous les « techniciens » au service de l'Etat ou des collectivités (services publics locaux, représentants locaux de l'Etat, agences gouvernementales ou locales). Mais comme dans toute démocratie, il y a aussi une forme de « rétrocontrôle » du grand public sur les politiques publiques qui est loin d'être négligeable. Ces impulsions, plus diffuses, sont notamment à l'origine de la prise en compte croissante des impératifs de santé publiques.

Parfois, ces impulsions prennent la forme de conflits d'ordre sociologique portant sur la filière déchets en général, alors qu'il est de plus en plus difficile d'ouvrir de nouveaux sites de stockage ou de nouvelles usines d'incinération. Ces projets se heurtent en effet généralement au syndrome bien connu du « *Not in my backyard* » (NIMBY), qui est le casse-tête de tout responsable d'un plan de gestion des déchets. Certains élus ont organisé des référendums locaux déjà perdus (ou gagnés) d'avance, selon la nature de la question posée (Balet, 2008).

La politique locale est aussi bien familiarisée avec le syndrome « *Not in my electoral year* » (NIMEY), qui menace de bloquer tout projet approchant d'une échéance électorale. Ces quelques remarques rappellent donc l'importance des aspects non techniques dans tout projet de traitement de déchets, ce qui peut d'ailleurs localement expliquer qu'une « mauvaise solution technique » ait été préférée à une solution polémique mais efficace d'un point de vue technique.

La prise de conscience publique autour de la thématique est réelle, comme le montrent de nombreux sondages réalisés en France (Barbier, 2001), même si de nombreuses inquiétudes plus ou moins fondées subsistent et que l'action du public se résume souvent à de bonnes intentions. L'accent mis par de nombreuses agences gouvernementales sur la communication auprès du public est indéniablement un très bon signal, même si les retombées ne sont pas immédiates.

La participation et l'adhésion large du public à ces politiques sont importantes d'un point de vue de la gouvernance, mais aussi pour une raison simple qui tient au fait que c'est la plupart du temps le consommateur qui est au final redevable du coût de traitement et d'élimination des déchets – directement (impôts, taxes) ou indirectement (via le coût des produits qu'il achète, où les industriels répercutent plus ou moins directement les coûts qui leur imputent).

- Impulsions des acteurs du monde de la recherche

La « science des déchets », ou rudologie, est une discipline très jeune qui mobilise la recherche et développement (R&D) depuis quelques décennies en France. L'influence des acteurs de la R&D est donc pour le moment encore limitée, mais elle permet de faire face aux défis techniques et environnementaux de la filière. La recherche sur les déchets est dorénavant structurée, et s'impose peu à peu comme un acteur à part entière dans les discussions sur les évolutions des filières.

Les acteurs du monde de la recherche se situent dans le monde académique d'une part, mais aussi au sein des centres de recherche des acteurs privés, des grands groupes aux bureaux d'étude. De plus, une thématique éminemment sociétale comme les déchets requiert un dialogue permanent et un soutien de la recherche en général par les acteurs privés ou parapublics. Les recherches permettent de répondre aux questions des opérateurs à divers degrés d'échéances, mais restent principalement orientées vers une finalité concrète. En ce sens, la recherche dans le domaine des déchets est quasi indissociable du rôle joué par les acteurs économiques qui est développé brièvement dans le paragraphe suivant.

- Place des acteurs économiques

L'avènement de la prise de conscience sur l'environnement par les acteurs précités a permis la mise en place d'une industrialisation de la gestion des déchets. Les acteurs industriels dédiés dans un premier temps au traitement de l'eau se sont peu à peu affirmés dans le domaine du traitement des déchets au cours du XX^{ème} siècle. La monétarisation croissante des politiques en faveur de l'environnement a favorisé l'émergence d'un marché des déchets estimé à plus de 100 milliards d'euros dans le monde en 2000 (voir Figure I-9).

Pour des raisons économiques, politiques ou de maîtrise de technologie, des grands groupes de services à l'environnement se sont imposés comme référence et ont contribué à une structuration forte du marché. Au premier rang des grands groupes industriels du déchet se trouvent deux groupes français, Veolia Environnement et Suez Environnement.

Comme nous l'avons vu plus haut, la France traite, à part quasi égales, ses déchets par incinération, stockage et recyclage/compostage. Cet équilibre a été permis sans doute aussi par une bonne maîtrise des techniques dominantes par les groupes français. Ainsi, si l'on se restreint au périmètre français, la place des acteurs économiques privés est indéniablement très forte, puisqu'ils assurent majoritairement la gestion au quotidien des activités liées aux déchets : si l'activité est du ressort des collectivités, les taux de délégation au privé sont de l'ordre de 65% à 100% selon les activités du secteur, et de 90% pour l'exploitation des ISDND en 2004 (Balet, 2008).

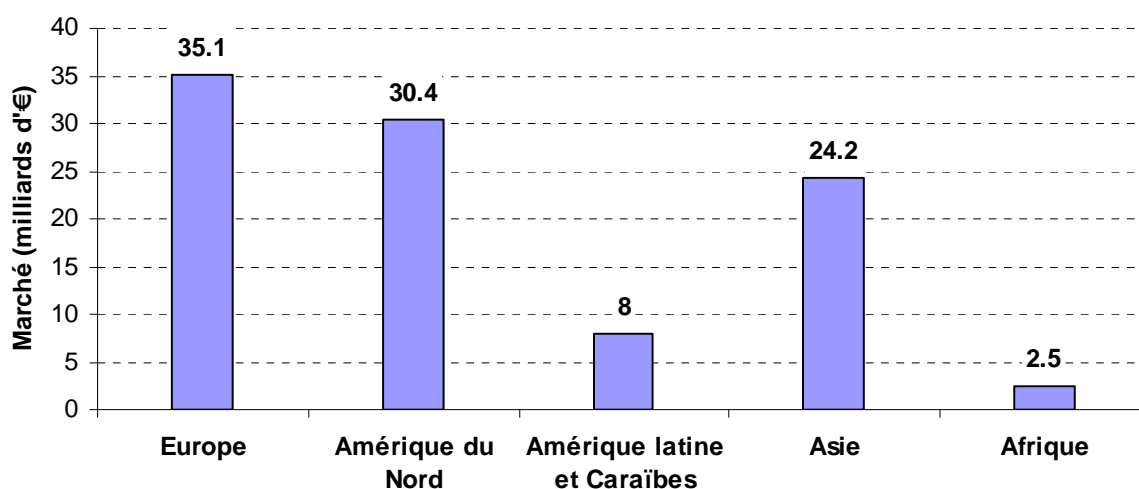


Figure I-9 : marchés estimés pour la collecte et le traitement des déchets (Bertolini, 2005).

La tendance actuelle est à une offre de plus en plus intégrée et les potentiels de développement des marchés se situent notamment dans les pays d'Asie et du Moyen-Orient, ce qui implique aussi une diversification des réponses à des contextes locaux bien particuliers. En ce domaine, la R&D peut jouer un rôle non négligeable pour anticiper des nouvelles situations environnementales ou juridiques.

1.2.3. La hiérarchisation des filières

- Principes de hiérarchisation

La hiérarchisation des filières provient en fait de grands principes adoptés notamment par l'UE, qui suivent une liste par ordre de priorité (Bertolini, 2005) :

- le principe de précaution ;
- le principe de prévention ;
- le principe de responsabilité élargie du producteur (REP) ;
- le principe de subsidiarité ;
- le principe de proximité ;
- le principe de pollueur-payeur.

Cette hiérarchisation des principes a conduit à une hiérarchisation des axes d'impulsion politique, parfois contestée (EEA, 2009) :

- la réduction à la source de la production de déchets (« *reduce* ») ;
- la réutilisation (« *reuse* ») ;
- le recyclage (« *recycle* ») ;
- le compostage ;
- l'incinération avec récupération d'énergie ou la méthanisation ;
- le stockage.

Les trois premiers axes, « *reuse, reduce, recycle* », sont souvent mis en avant par les politiques publiques des pays de l'UE. Cette hiérarchie amène à défavoriser la filière stockage, et des critères d'admission de plus en plus stricts pour les déchets à stocker tendent à se généraliser pour la plupart des pays européens (Barbier, 2001 ; Powrie et al., 2007).

- Place de la filière stockage : ultime maillon ou filière à part entière ?

La filière stockage, consacrée au sein de la chaîne de traitement de déchets, est souvent présentée comme le maillon ultime de la chaîne. Elle ne devrait, en théorie, d'après la loi française n°92-646 du 13 juillet 1992, ne traiter que les déchets ultimes, entièrement stabilisés. Dans ce contexte, elle se placerait non plus comme un mode de traitement, mais uniquement comme moyen ultime de stockage. Cette approche a occasionné une forte dépréciation de l'image de la filière.

La dépréciation de la filière stockage reste discutable puisque cette filière permet, sous certaines conditions, un traitement conciliable avec les objectifs d'un développement durable. De plus, la réutilisation ou le recyclage de certains produits pose des problèmes sur le plan de la logique économique ou écologique, comme démontré par des analyses de cycle de vie (ACV) (Bertolini, 2005), mais aussi sur le plan écotoxicologique avec des problèmes rencontrés dans la qualité des matières premières secondaires (MPS) (Damien, 2009). Enfin, la hiérarchie entre les filières incinération et stockage n'est pas évidente (Staub et Gourc, 2008 ; Staub et al., 2009).

Quoi qu'il en soit, les réponses aux défis lancés par la gestion des déchets se devront d'être basées sur une complémentarité des traitements, puisque le choix d'une filière doit aussi tenir compte du contexte local. De plus, la subsistance d'installations de stockage de déchets est inévitable car elles constituent un maillon indispensable de toute chaîne de traitement de déchets, puisqu'elles peuvent accepter tout déchet non retraitable par les autres types d'installations (Figure I-10). C'est en particulier le cas d'une part des mâchefers d'incinération des OM (MIOM) et des résidus d'épuration des fumées d'incinération des OM (REFIOM), mais aussi d'une part des refus des autres filières.

S'il paraît impossible de se passer de la filière stockage, des techniques visant à l'améliorer sont toutefois souhaitables. Ces évolutions visent à optimiser les capacités et les conditions d'exploitation des sites, et à augmenter leur acceptabilité socio-environnementale. Le stockage de déchets peut s'inscrire dans une politique de valorisation des déchets, qui est l'un des maîtres mots des politiques en ce domaine (Barbier, 2002).

Comme nous le verrons plus loin, plusieurs pistes d'évolution font leur chemin pour améliorer les conditions environnementales du stockage tout en proposant une solution complémentaire et innovante aux autres procédés de traitement et de valorisation des déchets.

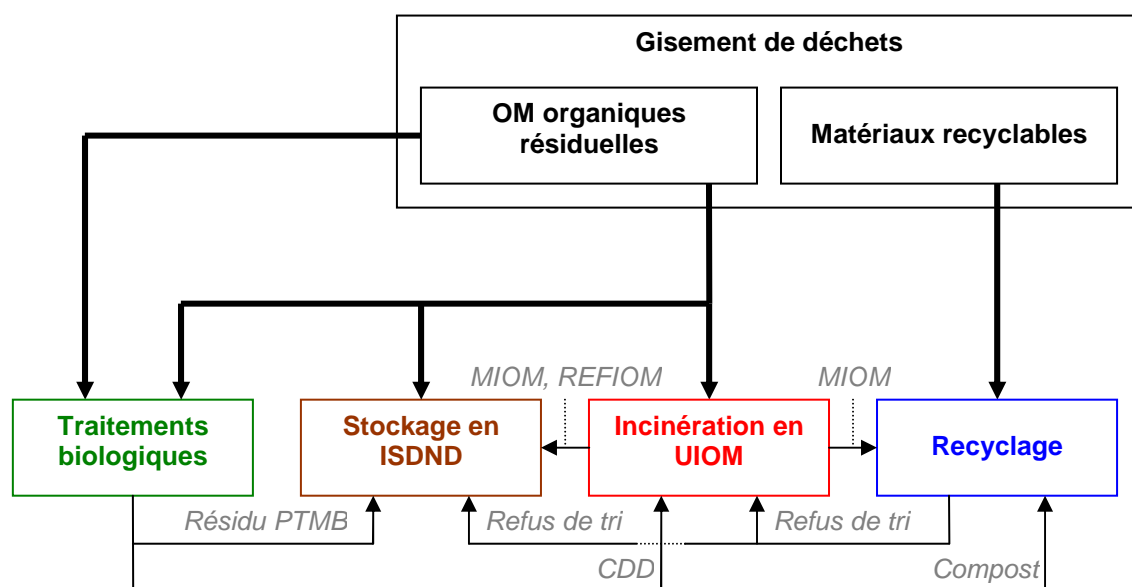


Figure I-10 : filières de traitement d'OM. MIOM : mâchefers d'incinération d'ordures ménagères, REFIOM : résidus d'épuration des fumées d'incinération d'ordures ménagères, PTMB : traitement mécano-biologique, CDD : combustible dérivé de déchets.

2. L'évolution du concept de stockage : des décharges non contrôlées aux ISDND

2.1. Le stockage de déchets en ISDND

2.1.1. Description d'une ISDND

- *Déchet concernés et particularités des déchets types entrant dans une ISDND en France*

Les déchets classés comme « déchets non dangereux », déjà présentés succinctement plus haut, sont susceptibles d'être stockés en ISDND. D'après l'Ademe, les ISDND acceptaient en 2006 42.2% d'OM, 32.3% de DIB et 1.5% de déchets dangereux (hors OM), le reste étant constitué de divers composants inertes (Ademe, 2006). Le Tableau I-1 donne les résultats des campagnes MODECOMTM (Méthode de caractérisation des ordures ménagères) 1993 et 2009, ainsi qu'une composition donnée à titre indicatif de la composition type d'un déchet entrant en ISDND⁵.

Globalement, entre 1993 et 2009, la composition type des OM a relativement peu évoluée, on notera toutefois la baisse des quantités de papiers et cartons et l'augmentation significative de la teneur en textiles sanitaires, soulevée par l'Ademe (Ademe, 2009b). Selon le calcul de la composition type d'un déchet entrant en ISDND (Tableau I-1), on constate que, par rapport aux OM, ce déchet présente nettement moins de matières putrescibles, mais nettement plus de bois et de métaux. Un bon nombre de déchets, non inventorié dans les catégories MODECOMTM, peut être classé comme « autres inertes » (déblais et gravas, divers recyclable, résidus, équipements hors d'usage...).

La particularité des DND est de comprendre des éléments biodégradables*, et dont les propriétés biophysico-chimiques vont évoluer dans le temps. Au cours de la biodégradation*, les déchets produisent du biogaz* dont la composition peut varier en fonction principalement des conditions du milieu : aérobies* (présence d'oxygène) ou anaérobies* (absence d'oxygène). Ces aspects seront étudiés en détail au § II-1.3.

- *Eléments constitutifs d'une ISDND*

Une installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND) vise à stocker et traiter in situ des déchets tout en évitant toute pollution ou contamination de l'environnement. Elle comprend une zone, généralement partiellement excavée, où les déchets sont stockés, des barrières d'imperméabilisation ainsi que divers dispositifs de collecte et de traitement des effluents liquides et gazeux (Figure I-11). A ces éléments s'ajoutent des dispositifs de suivi et de contrôle, notamment à l'entrée du site (contrôle des déchets entrants), mais aussi sur le site (contrôle des émissions et suivi piézométrique amont-aval).

- *Les aires de stockage des déchets : casiers et alvéoles*

Les déchets sont stockés dans des casiers* hydrauliquement indépendants les uns des autres, qui peuvent être géographiquement complètement disjoints. Au sein d'un casier, des subdivisions sont réalisées en établissant des digues permettant de diviser les casiers en alvéoles de 5000 m² maximum (BRGM, 1997). La hauteur des déchets dans un casier varie, en France, généralement de quelques mètres pour les bords du casier à 30 ou 40 mètres en son centre (Olivier, 2003 ; Barral, 2008). La Figure I-12 montre une photographie d'un casier avant l'arrivée des déchets.

⁵ Cette composition est donnée à titre indicatif en se basant sur la campagne MODECOMTM 2007, les résultats d'une campagne de caractérisation sur les DIB en 2004 et les données du bilan du traitement des OM en France (Ademe, 2005 ; 2006 ; 2009b). Elle ne constitue pas des valeurs observées, mais a été calculée par l'agrégation de ces différentes données.

Tableau I-1 : déchet type entrant dans une ISDND en France et OM type française (Ademe, 1993 ; 2005 ; 2006 ; 2009b).

	MODECOM™ 1993 (Ademe, 1993)	MODECOM™ 2007 (Ademe, 2009b)	Composition type d'un déchet en ISDND
Matières putrescibles	28.6%	32.2%	13.6%
Papiers	16.1%	14.5%	9.0%
Cartons	9.3%	7.0%	5.9%
Composites	1.4%	2.0%	0.8%
Textiles	2.6%	2.2%	1.3%
Textiles sanitaires	3.1%	8.2%	3.5%
Plastiques	11.1%	11.2%	6.0%
Bois	3.3%	2.3%	10.3%
Verre	13.1%	11.0%	5.0%
Métaux	4.1%	3.0%	7.1%
Autres inertes	0.0%	0.0%	24.0%
Autres	6.8%	5.4%	11.6%
Déchets dangereux	0.8%	1.0%	1.9%

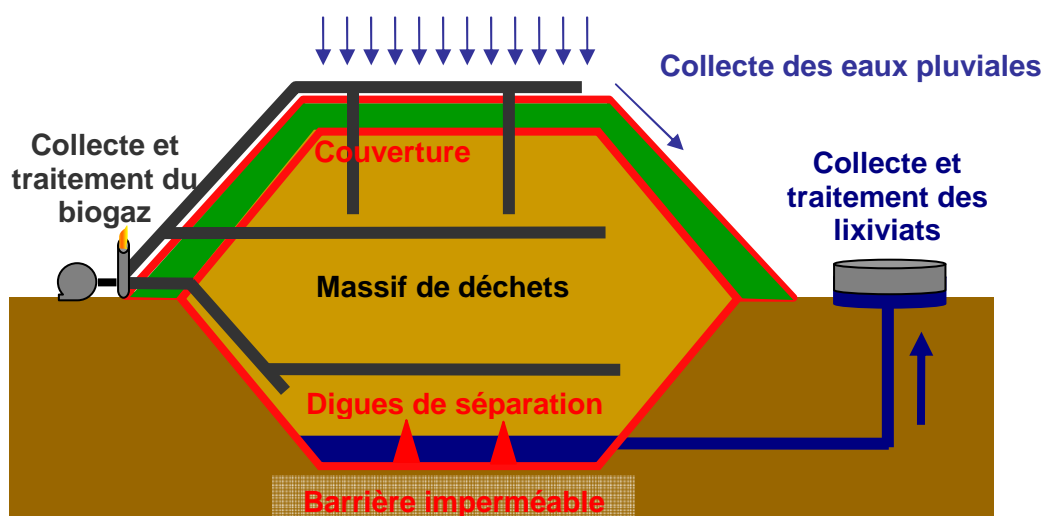


Figure I-11 : coupe type d'un casier d'une ISDND conventionnelle.



Figure I-12 : photographie d'un casier en cours de préparation d'une ISDND conventionnelle.

• Les dispositifs d'étanchéité des ISDND

Une part des déchets stockés en ISDND sont biodégradables, et produisent du biogaz qu'il convient de traiter avant rejet. De plus ces déchets sont susceptibles de relarguer des lixiviats*, liquides ayant séjourné dans le massif de déchets et potentiellement polluants pour l'environnement. Ainsi, des dispositifs d'étanchéité sont installés en fond de casier et en couverture des massifs de déchets.

En fond et sur les flancs, le principe est celui d'une double barrière (BRGM, 1997 ; Ademe, 1999) :

- une barrière de sécurité passive, assurant à long terme la prévention de la pollution des sols et des eaux. Elle est constituée par une formation géologique, de faible perméabilité, naturelle ou rapportée, présente sur le fond et les flancs de l'alvéole. Pour les déchets non dangereux, il s'agit d'une barrière naturelle de 1 m avec une perméabilité à saturation $K_{sat} < 10^{-9}$ m/s, sous laquelle se trouve du sol avec $K_{sat} < 10^{-6}$ m/s sur 5 m au moins⁶ ;
- une barrière de sécurité active, assurant le drainage et la collecte des lixiviats. Elle est constituée par un complexe d'étanchéité drainage associant des géosynthétiques (géomembrane, géotextile) et des matériaux naturels (couche drainante).

Concernant les barrières du fond et des flancs, des équivalences peuvent être acceptées, par exemple avec des matériaux plus imperméables sur une épaisseur plus faible. Ceci est notamment fait sur les flancs avec l'emploi de géosynthétiques bentonitiques (GSB). Ceci ne doit cependant pas se faire au détriment de la sécurité, car la réduction de l'épaisseur minérale augmente les risques liés à des défauts des matériaux. En plus des prescriptions sur les barrières, des prescriptions particulières quant à la profondeur minimale de la nappe sont imposées.

La Figure I-12 montre un casier en préparation avant la phase d'exploitation*, le géosynthétique noir est bien visible, ainsi que la couche de drainage en graviers au fond du casier.

En couverture d'un casier, le degré d'imperméabilité de la couche peut dépendre des conditions d'exploitation. Une couche composite est préconisée (Ademe, 1999 ; Gourc et Staub, 2009) :

⁶ Ces recommandations concernent les ISDND uniquement, les ISDD et les ISDI ayant d'autres prescriptions.

- une couche de drainage du biogaz directement au-dessus des déchets⁷ ;
- une couche d'étanchéité de perméabilité à saturation telle que $K_{sat} < 10^{-6}$ m/s au moins, mais une valeur inférieure peut s'avérer nécessaire pour les ISDD ainsi que pour des ISDND optimisées de type bioréacteur*, pour lesquelles une géomembrane peut être ajoutée ;
- une couche de drainage des eaux pluviales directement au-dessus de l'étanchéité, avec l'ajout d'un dispositif anti-poinçonnant le cas échéant ;
- une couche de terre végétale destinée à maximiser l'évapotranspiration (ce qui diminue le risque d'infiltration non contrôlée dans le massif de déchets), à stabiliser les pentes et à favoriser une insertion paysagère de l'installation.

La Figure I-13 permet de visualiser cette barrière type et de comparer les différents concepts de confinement en fonction de la nature des déchets et des conditions d'exploitation. A noter que d'autres dispositions sont possibles, en fonction des équivalences d'étanchéité, notamment en utilisant des GSB. Etant donné que la couverture type d'une ISDND bioréacteur n'a pas encore fait l'objet d'une réglementation, la Figure I-13 n'est qu'une proposition de dispositif de couverture.

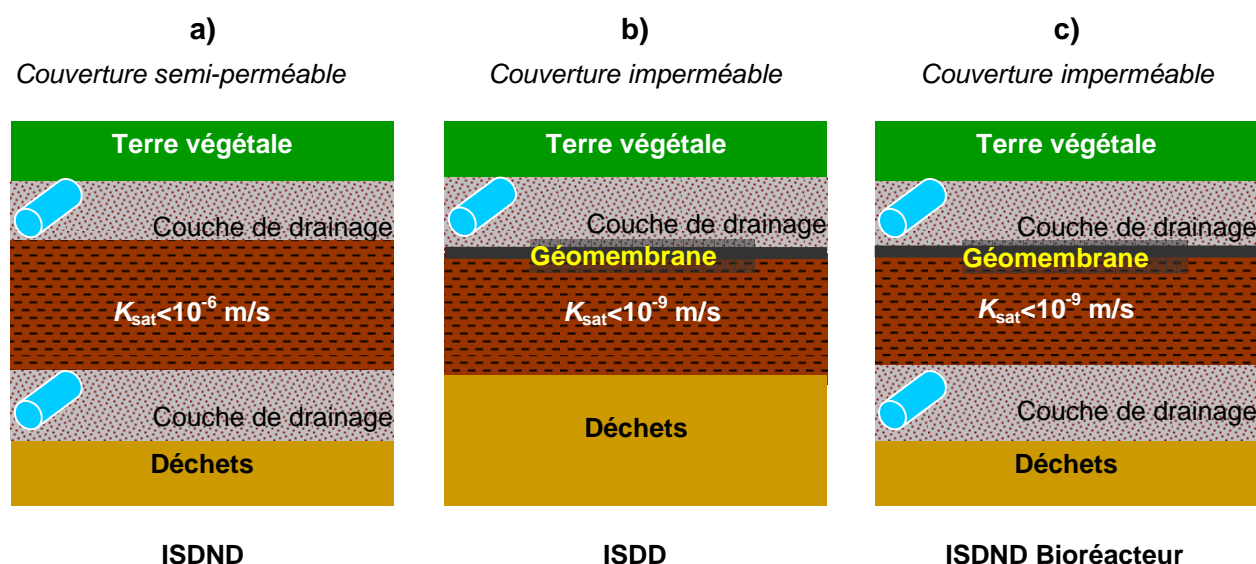


Figure I-13 : schéma de différentes couvertures : barrières types pour une ISDND (a), pour une ISDD (b), et possible concept de barrière pour une ISDND de type bioréacteur (c), (FNADE-Ademe, 2007 ; Gourc et Staub, 2009).

- Les dispositifs de collecte et traitement des effluents liquides et gazeux

La collecte des lixiviats, du biogaz et des eaux pluviales s'effectue par des drains, généralement en polyéthylène haute densité (PEHD), intégrés aux dispositifs d'étanchéité susnommés, auxquels se rajoutent des drains horizontaux et ou verticaux dans les déchets, dont la disposition est encore soumise à discussion (Chenu, 2007 ; Khire et Mukherjee, 2007). En effet, si les systèmes verticaux résistent davantage aux tassements des déchets, les systèmes horizontaux permettent un meilleur drainage du massif de déchets.

Les eaux pluviales sont, sauf contamination spécifique, renvoyées dans le milieu naturel après stockage et décantation éventuelle dans un bassin d'orage, le but étant de limiter au maximum le contact des eaux pluviales avec les déchets (Bellenfant, 2001). Les effluents de l'ISDND subissent quant à eux des traitements spécifiques par des filières dédiées :

⁷ Ces recommandations ne concernent que les ISDND, seules installations susceptibles de produire du biogaz, cette couche étant inutile sur les ISDD et les ISDI.

- les lixiviats subissent dans tous les cas un traitement très poussé, mais qui peut être hors site, et dans ce cas le traitement in situ peut se résumer à une évapo-concentration et à un stockage, ou à l'inverse, sur des sites de taille importante, une filière complète de traitement, comme on peut en rencontrer sur des usines de traitement des eaux usées, peut être présente ;
- le biogaz subit lui aussi un traitement variable d'un site à l'autre, qui peut aller du simple brûlage en torchère à haute température à la valorisation énergétique sur site voire au traitement pour être ensuite utilisé comme carburant.

Les traitements en question relèvent d'un génie des procédés de plus en plus poussé et répondent à des critères stricts de sécurité environnementale en raison des normes de rejet strictes qui sont appliquées.

2.1.2. Fonctionnement d'une ISDND

- Choix de l'implantation

Le choix du site est une question cruciale et fait l'objet d'une étude spécifique. Le site doit présenter des caractéristiques géotechniques et hydrogéologiques favorables à l'implantation d'une ISDND (Bellenfant, 2001), notamment en terme de risques naturels (Gachet, 2005). Le site doit aussi respecter un certain nombre de contraintes (Arrêté du 09/09/1997 ; Barral, 2008) :

- son exploitation doit être compatible avec les autres activités et occupations du sol environnantes. Une distance minimale de 200 m aux plus proches habitations doit être respectée (Gachet, 2005) ;
- elle ne doit pas générer de nuisances qui mettraient en cause la préservation de l'environnement et la salubrité publique.

Lorsque le sous-sol ne permet pas d'obtenir la perméabilité exigée, des techniques de remaniements avec ou sans apport de matériau peuvent être utilisées. Généralement, toutefois, ce n'est pas la faisabilité technique d'un site qui pose problème, mais plutôt sa faisabilité socio-environnementale, notamment en raison des « syndromes » NIMBY et NIMEY discutés précédemment.

- Déroulement de l'exploitation

Une ISDND reçoit un arrêté d'autorisation à exploiter, lui permettant de préparer les casiers et de recevoir les premiers déchets. Cet arrêté fixe la cote et l'emprise maximales du site, que l'exploitant ne pourra dépasser. Les ISDND sont des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et donc soumis à des contrôles stricts de la part de l'autorité publique. La qualité et les quantités de déchets sont scrupuleusement suivies, et la non radioactivité des déchets est contrôlée. La position de chaque livraison de déchets au sein de l'installation est enregistrée, généralement dans un système d'information géographique (SIG). La mise en place des déchets se fait par couches successives compactées de manière à assurer la stabilité de la masse des déchets (Olivier, 2003 ; Barral, 2008, voir Figure I-14). La qualité des effluents est contrôlée en continu, et des analyses réglementaires sont réalisées, avec des contrôles qui peuvent être inopinés par les autorités en charge des installations classées.

Au cours de cette phase de remplissage, les déchets sont déversés puis compactés par de lourds engins compacteurs dédiés. Ceux-ci transmettent des contraintes non négligeables aux déchets, et permettent d'en augmenter sensiblement la densité (Olivier, 2003). En principe, dès la fin du remplissage du casier, celui-ci est muni d'une couverture, qui est généralement dans un premier temps temporaire en raison d'un tassement qui peut être important dans les 2 premières années d'exploitation. La couverture définitive (Figure I-13) est ensuite mise en place.

Une terminologie commune au niveau européen concernant les phases de la vie d'une ISDND est en cours de définition par l'International Waste Working Group (IWWG). Cinq phases sont à considérer durant la vie d'une alvéole d'ISDND (IWWG, 2009 – les terminologies préconisées en anglais sont indiquées, les terminologies varient très légèrement pour l'interprétation réalisée en France) :

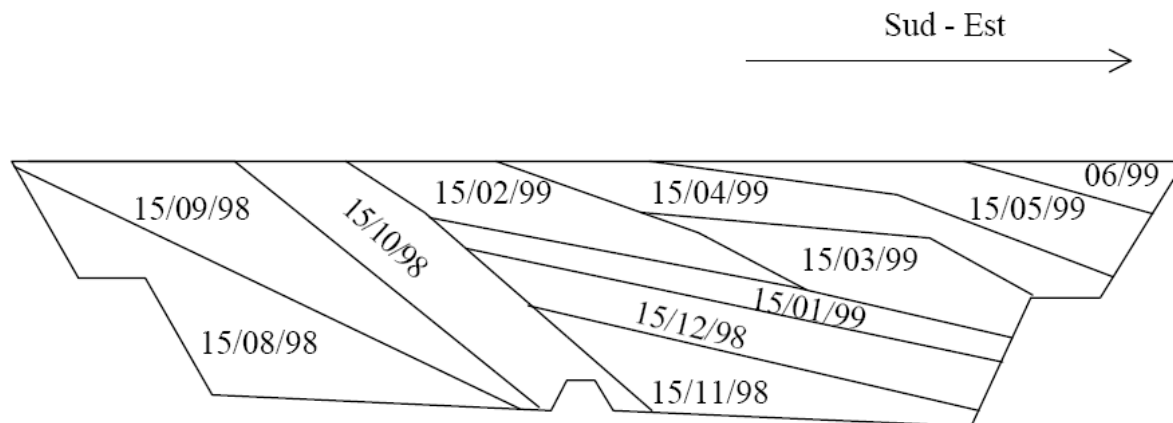


Figure I-14 : exemples de phases de remplissage de deux alvéoles d'une ISDND à Hochfelden (67). (Bellenfant, 2001).

- *Phase 1* : phase d'exploitation au sens propre de l'alvéole (« *operation* »), où l'alvéole est ouverte et les déchets sont mis en place, durant une période d'environ 3 à 6 mois ;
- *Phase 2* : phase primaire de post-exploitation* (« *post-operational phase 1 with major settlements* ») où une couverture temporaire est mise en place, pendant environ 2 ans : pour éviter l'endommagement de la couverture définitive du stockage en raison de forts tassements en phase 2, une couverture géosynthétique temporaire est généralement utilisée (Figure I-15) ;
- *Phase 3a* : phase secondaire de post-exploitation où une couverture finale est en place (« *post-operational phase 2 after capping* »), durant laquelle est réalisé un traitement des émissions et des mesures systématiques ;
- *Phase 3b* : phase de suivi post-exploitation (« *aftercare* ») jusqu'à l'obtention de critères environnementaux éco-compatibles (stabilisation bio-mécanique) jusqu'à environ 30 ans, durant laquelle un traitement au moins partiel des émissions est encore réalisé ;
- *Phase 4* : phase de veille (« *custodial care* ») où un suivi ponctuel du site éco-compatible non contraignant et une réutilisation potentielle du site peuvent être envisagés.

A noter que la phase d'exploitation est en principe la seule phase où des travaux importants sont réalisés sur l'alvéole. Les phases de post-exploitation sont des phases caractérisées par une implication de l'exploitant dans le contrôle et le suivi du site, mais où il n'a pas de travaux majeurs à réaliser. Ces terminologies – données ici à l'échelle d'une alvéole – peuvent également être utilisées à l'échelle d'un site, mais elles ont un sens légèrement différents, puisqu'un site où au moins une alvéole est en cours d'exploitation sera considéré, *in extenso*, en exploitation (même si la majorité des alvéoles sont déjà entrées en post-exploitation).

Ces différentes phases sont présentées en fonction des tassements dont la vitesse tend à décroître en fonction du temps (Figure I-15), et de la production de biogaz, qui passe par un maximum au bout de quelques années (Figure I-16).

→ Les phénomènes de biodégradation seront étudiés plus en détail au § II-1.3.

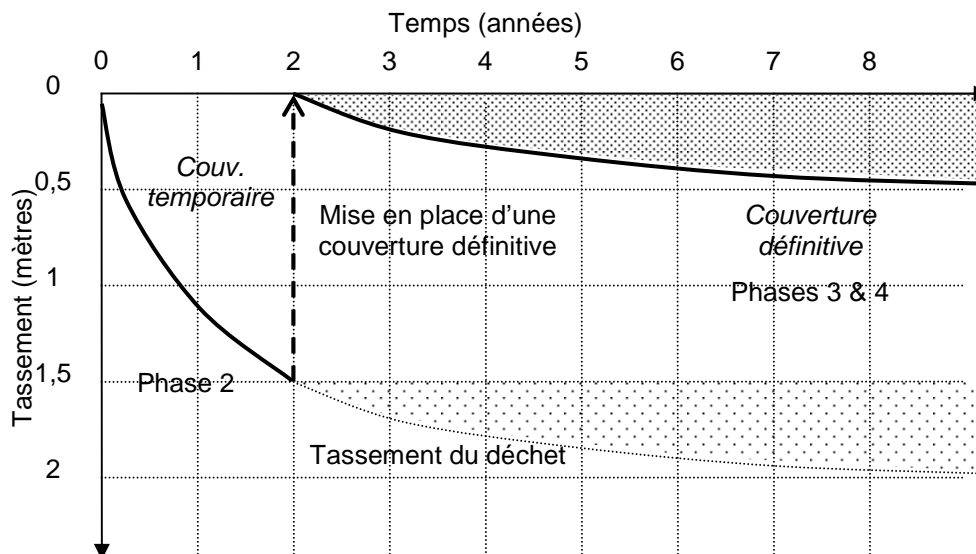


Figure I-15 : tassement sommital du massif de déchets, de la couverture temporaire et de la couverture définitive (Staub et al., 2009).

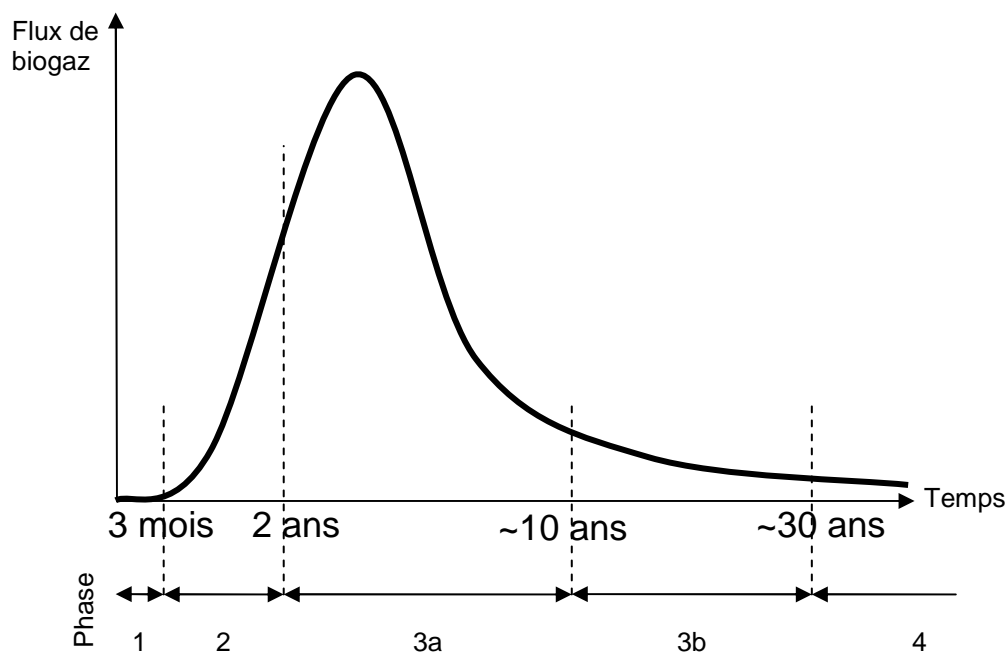


Figure I-16 : production de gaz et phases de vie d'une ISDND conventionnelle (Staub et al., 2009).

- Déroulement de la post-exploitation

Le contrôle et le suivi initiés pendant la phase d'exploitation au titre du classement en tant qu'ICPE continue pour une durée minimale généralement fixée à 30 ans. Sur ce point, l'interprétation des textes peut d'ailleurs varier puisque, dans la Directive n°1999/31/CE du 26/04/99, il est question d'une « durée que l'autorité compétente aura jugée nécessaire compte tenu de la période pendant laquelle la décharge peut présenter des risques ». Par ailleurs, la législation est souvent interprétée en terme de durée qui court à partir de la fermeture du dernier casier, ce qui ne paraît pas forcément pertinent, comme souligné récemment (IWWG, 2009).

Dans la littérature, la durée est fixée dans l'immense majorité des cas à un minimum de 30 ans (Kjeldsen et al., 2002 ; Stegmann et al., 2003 ; François et al., 2006 ; Scharff et Jacobs, 2006 ; Themelis et Ulloa, 2007 ; EEA, 2009). La durée réelle nécessaire à un suivi de post-exploitation, à rapprocher de la notion d'éco-compatibilité d'un site, est actuellement toujours en débat et constitue l'un des enjeux majeurs de la filière, abordé au § I-2.2. Il convient cependant de se rappeler qu'actuellement, la période de suivi des données relatives au stockage et le recul dont on dispose ne permettent pas encore de répondre de façon définitive à la question de la durée nécessaire (Kjeldsen et al., 2002 ; EPA, 2008 ; Damien, 2009).

2.2. Les évolutions et enjeux de la filière stockage

2.2.1. Le concept de stockage : « evolution but no revolution »

- Des décharges sauvages aux ISDND confinées conventionnelles

Le stockage des déchets est la plus ancienne forme d'élimination et de traitement des déchets (Balet, 2008). Il paraît justifié de parler de « traitement » dans le sens où, même sans intervention quelconque, le stockage de déchets permet leur biodégradation et une perte significative de masse et de volume, à quoi s'ajoute la production de biogaz valorisable énergétiquement. Les « décharges », au sens propre, ont été, pendant des siècles, de simples « trous » où l'on déversait des déchets, généralement dans des cavités ou d'anciens sites miniers ou de carrières, sans aucune précaution particulière (Damien, 2009). Les « décharges contrôlées » sont apparues dès les années 1930 et surtout dans la deuxième partie du XX^{ème} siècle.

Jusque dans les années 80 la majorité de ces sites étaient basés sur un concept de dilution et d'atténuation. Celui-ci consistait à laisser migrer les lixiviats aux travers de plusieurs strates non saturées de sol et permettre ainsi aux polluants de se diluer puis d'atténuer leur caractère dangereux grâce aux processus biologiques et physico-chimiques ayant lieu au sein des différentes couches de sol (Barral, 2008). Le principal avantage de cette méthode était financier, puisque les prescriptions techniques étaient rudimentaires, mais de nombreux problèmes de pollution des nappes s'en sont suivis (Kjeldsen et al., 2002). Il est à noter que ce concept a pourtant séduit de nombreux pays au titre du développement durable interprété comme un « non-droit » à polluer durablement des sites qui seraient confinés, sortes de « bombes à retardement » pour les générations futures.

Toutefois, le principe de confinement des déchets a succédé à ce premier concept qui pouvait être responsable de pollutions inacceptables (Reinhart et Townsend, 1997). Ce concept, qui domine encore actuellement la filière stockage, a été amplement discuté précédemment, et permet un confinement des déchets avec retraitement de tous les effluents, liquides et gazeux, qui peuvent potentiellement polluer l'environnement.

- Limites du concept d'ISDND conventionnelle – La recherche de nouvelles solutions

Le principe de confinement permet d'éviter des pollutions externes, mais isole le déchet de l'environnement extérieur et l'installation devient pratiquement une « boîte noire » confinée sans moyen de contrôle des processus qui y ont lieu. Le principe de confinement des déchets, naturellement poussé jusqu'au bout, a évolué vers celui d'une décharge sèche (« *dry tomb* ») qui n'est pas favorable à la biodégradation. Le déchet ne se dégradant pas, son potentiel polluant restait quasi intact et restait susceptible de contaminer l'environnement à terme, par exemple en cas de défaillance de l'étanchéité, réactivant la biodégradation du déchet par humidification.

On a donc cherché à maintenir un confinement suffisant tout en permettant l'humidification des déchets, une humidité insuffisante ayant été identifiée comme l'une des causes principales d'un blocage de la biodégradation (Reinhart et Townsend, 1997 ; Bilgili et al., 2007 ; McDougall et al., 2007 ; Pommier et al., 2008 ; Zhao et al., 2008).

S'est donc développé le concept de décharge humide (« *wet cell* »), dans un premier lieu avec une humidification passive des déchets par l'eau de pluie. Pour ce faire, des barrières « semi-perméables » ont été préconisées, y compris en France (§ I-2.1.1., voir Figure I-13a). Outre le fait que les apports d'humidité ne sont pas contrôlés, ces couvertures présentent aussi l'inconvénient de permettre le passage d'une partie du biogaz au travers de l'étanchéité partielle, ce qui occasionne de fortes émissions de gaz à effet de serre (GES) comme nous le verrons plus loin.

Devant les différents problèmes suscités par les concepts précités, deux approches ont émergé au cours de ces dernières décennies (Cossu et Piovesan, 2007) :

- l'approche dite du « bioréacteur » (« *bioreactor landfill* ») qui consiste à humidifier sous contrôle – et non plus par une infiltration incontrôlée d'eaux pluviales – le massif de déchet et à accélérer sa stabilisation *in situ* ;
- l'approche des prétraitements mécano-biologiques* (PTMB, « *mechanical and biological pre-treatment* », MBT en anglais) qui consiste à réaliser un traitement mécanique et biologique des déchets afin de les stabiliser *ex situ* (avant enfouissement).

2.2.2. Bioréacteur et prétraitement : deux modèles prometteurs

- Le principe du bioréacteur

Selon le guide bioréacteur de la Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement (FNADE), « La gestion en bioréacteur de casiers d'ISDND est une technique innovante qui consiste à accélérer les processus de dégradation et de stabilisation des déchets dans une enceinte confinée. Cette accélération peut être opérée par la maîtrise des principaux facteurs d'optimisation de l'activité microbienne : humidité, température, nature du déchet. » (FNADE-Ademe, 2007). La définition de base ne conditionne donc pas la gestion en bioréacteur à la recirculation des lixiviats, mais, dans la pratique, un taux d'humidité suffisant étant indispensable à une bonne dégradation, le bioréacteur s'accompagne quasiment toujours d'une recirculation des lixiviats. Généralement, les ISDND gérées en bioréacteur le sont en mode anaérobie, c'est-à-dire en enceinte confinée sans apport d'oxygène de l'air. La Figure I-17 présente le schéma type d'une ISDND bioréacteur avec circuit de réinjection des lixiviats et réseau de drainage du biogaz.

La recirculation des lixiviats s'est développée depuis une quarantaine d'années aux Etats-Unis (FNADE-Ademe, 2007). Cette pratique s'est développée et de nombreux sites de taille réelle aux Etats-Unis utilisent ce procédé, de façon plus ou moins empirique. La recirculation est souvent réalisée dans le but de réduire les quantités de lixiviats à traiter, sans avoir pour but final une diffusion homogène des lixiviats pour favoriser la biodégradation.

La teneur en eau des déchets dans les pays occidentaux est souvent insuffisante pour une biodégradation optimale en place (Reinhart et Townsend, 1997). La recirculation ou l'injection de lixiviats permet d'une part d'augmenter cette teneur en eau, mais elle permet également d'améliorer l'activité des micro-organismes en créant un meilleur contact entre le substrat insoluble, les nutriments solubles, les microorganismes et les enzymes, qui conditionnent le déroulement normal des réactions biochimiques dans le déchet (Mehta et al., 2002).

Les bioréacteurs ont fait l'objet d'importants programmes de recherches qui se sont intensifiés depuis les années 2000. On peut résumer ici quelques-uns des points importants soulevés par ces programmes :

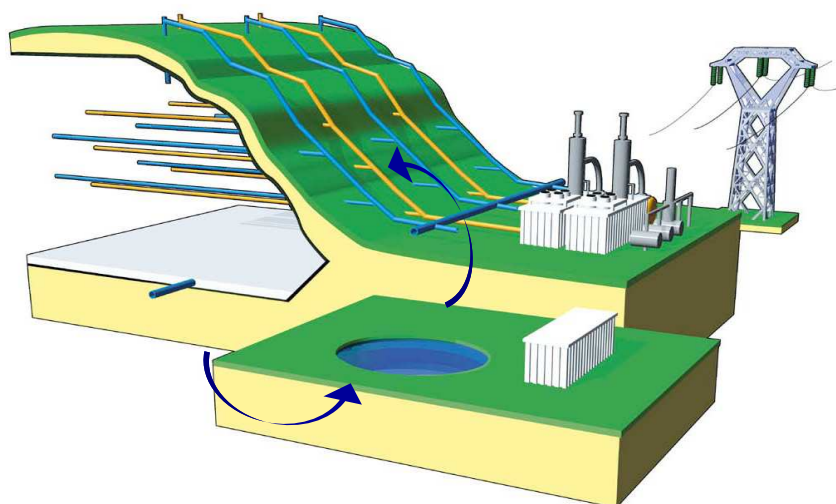


Figure I-17 : schéma de principe du bioréacteur. En jaune : réseau de collecte du biogaz, en bleu : réseau de réinjection des lixiviats (FNADE-Ademe, 2007).

- la gestion en mode bioréacteur accélère significativement la biodégradation dans les massifs de déchets (Wall et Zeiss, 1995 ; Townsend et al., 1996 ; Reinhart et Townsend, 1997 ; Mehta et al., 2002 ; Benson et al., 2007 ; Zhao et al., 2008). Le corollaire de cette accélération de la biodégradation est une accélération significative de la production de biogaz ;
- la gestion en mode bioréacteur permet d'accélérer significativement les tassements des cellules recirculées (Townsend et al., 1996 ; Mehta et al., 2002 ; Benson et al., 2007 ; Lornage et al., 2007 ; Olivier et Gourc, 2007) ;
- la recirculation permet généralement d'améliorer la qualité des lixiviats (Ademe, 1999 ; Wang et al., 2006 ; Jun et al., 2007), même si l'effet notamment sur les concentrations en métaux reste discuté (Chenu, 2007), et si certains auteurs ne voient pas d'effets généraux significatifs (Benson et al., 2007) ;
- la recirculation permet de diminuer la quantité de lixiviats à traiter (Bilgili et al., 2007 ; Jun et al., 2007). L'ordre de grandeur du gain quantitatif reste variable, des valeurs de 7% en France à 25% aux Etats-Unis par exemple ayant été constatés.

Quelques aspects négatifs potentiels de la recirculation des lixiviats ont aussi été notés, outre le rôle encore largement inconnu sur la qualité des lixiviats. Parmi ces problèmes, on peut citer la stabilité des pentes en raison d'une charge de lixiviats trop forte en fond de casier si celui-ci n'est pas exploité de façon optimale (Zhan et al., 2008). On reporte également des risques de colmatage des drains (Jain et al., 2006). La recirculation reste toutefois un défi, notamment pour l'humidification homogène du massif de déchets.

Toutefois, d'une manière générale, l'effet positif sur la biodégradation et la production de biogaz est reconnu. L'accélération des cinétiques de biodégradation permet aussi de concentrer la production de biogaz sur une durée plus courte et de faciliter ainsi sa valorisation (Staub et Gourc, 2010). La technique du bioréacteur prend aussi tout son intérêt dans un contexte où la taille et la technicité des installations tend à grandir (Damien, 2009).

L'un des intérêts de cette technique est donc aussi son coût modéré. En Europe, le coût actuel du stockage est compris entre 50 € et 100 € environ par tonne (de Gioannis et al. 2009). La valorisation du biogaz peut améliorer la rentabilité des installations, dont le coût d'exploitation en mode bioréacteur n'est pas significativement différent de celui d'une ISDND conventionnelle sur le long terme (FNADE-Ademe, 2007). Compte tenu du potentiel important de production de biogaz sur les ISDND du monde entier (Themelis et Ulloa, 2007), on comprend donc assez bien l'engouement que suscite cette technique de traitement.

- Le principe du prétraitement mécano-biologique

Le prétraitement mécano-biologique (PTMB) est une technique pour dégrader les composés organiques des déchets par des traitements mécaniques (essentiellement la séparation et le broyage) et biologiques (Berthe, 2006). Généralement, il est destiné à précéder un enfouissement du déchet stabilisé en ayant diminué sa masse et son volume et la teneur en carbone organique biodégradable du déchet. D'autres finalités, comme la production de combustibles de substitution, ou combustibles dérivés de déchets (CDD, « *refuse derived fuel* », RDF en anglais) ou de compost, sont aussi possibles.

La technique du PTMB est surtout développée en Allemagne et en Autriche, où elle a émergé il y a quelques décennies. Dans ces pays, le PTMB s'est imposé comme voie prioritaire de traitement avant stockage, le prétraitement étant obligatoire avant stockage depuis la fin des années 1990 (Berthe, 2006). Le PTMB serait également très prometteur en Asie, en raison de caractéristiques de déchets très favorables (Nguyen et al., 2007).

Le prétraitement mécanique a lieu en amont du traitement biologique et permet de séparer les éléments fins des éléments grossiers, et ce faisant, isole les éléments qui ne sont pas susceptibles d'être dégradés biologiquement, en maximisant le pourcentage de composés biodégradables arrivant en entrée de l'étape de stabilisation biologique (Münnich et al., 2006). A cette étape, certains éléments recyclables, notamment les métaux ferreux et non-ferreux, sont susceptibles d'être récupérés, d'autres peuvent être envoyés pour valorisation énergétique en incinérateur (de Gioannis et al., 2009). En plus du tri granulométrique, un broyage de la fraction biodégradable est généralement réalisé afin d'en faciliter la biodégradation (Lornage et al., 2007).

La stabilisation biologique des déchets peut se faire sous forme aérobie ou anaérobie, voire en combinant les deux modes de traitement (Münnich et al., 2006). La stabilisation anaérobie permet la production et la valorisation de biogaz, mais semble moins efficace que la stabilisation aérobie (Berthe, 2006). La stabilisation aérobie est nettement plus courante, car elle seule permet de respecter les critères d'admissibilité en vigueur en Allemagne, Autriche et Italie. Cette stabilisation se fait alors en érigeant des andains aérés passivement ou activement pour une dégradation accélérée (Lornage et al., 2007).

La durée typique d'un prétraitement de ce type peut être de plusieurs mois avant stabilisation. En France, une expérience de PTMB simplifié a été réalisée dans le cadre d'un programme de recherche avec l'Ademe (Lornage et al., 2007). Après une durée de prétraitement de 25 semaines, les déchets ne satisfaisaient toujours pas aux critères allemands et autrichiens.

Tout comme la technique du bioréacteur, le PTMB a fait l'objet de nombreuses recherches depuis les années 2000 et les enseignements suivants ont pu en être tirés :

- le PTMB peut permettre de dégrader efficacement la matière organique biodégradable, et ce jusqu'à 90% (de Gioannis et al., 2009). Toutefois, ce mode de traitement reste coûteux, et l'efficacité de PTMB à moindre coût reste plus limitée (Lornage et al., 2007) ;
- le PTMB diminue très nettement la charge organique des lixiviats (Münnich et al., 2006) ;
- le PTMB permet de diminuer le volume des déchets de façon significative (Berthe, 2006 ; Lornage et al., 2007).

Il est à noter toutefois que le PTMB a un coût bien plus important que le stockage classique, ce qui le place à des niveaux de coûts proche de l'incinération : 70 à 150 € par tonne (Lornage et al., 2007 ; de Gioannis et al., 2009) contre 35 à 300 € par tonne pour l'incinération.

- Deux modèles opposés ?

Les deux modes de traitement « optimisés » décrits plus haut, le stockage en mode bioréacteur et le PTMB sont basés sur des principes de stabilisation après stockage pour le premier, et avant stockage pour le second (Powrie et al., 2007). Les deux approches tendent donc à s'opposer sur ce point. Cette

opposition est également cristallisée par une séparation relativement nette entre pays germaniques, plutôt favorables au PTMB, et pays anglo-saxons, plutôt favorables au bioréacteur.

L'évolution de la législation européenne va actuellement plutôt dans le sens de la filière PTMB (Lornage et al., 2007 ; de Gioannis et al., 2009), en raison de critères stricts sur le contenu en matière organique biodégradables acceptable en entrée d'ISDND. Ce contenu doit diminuer de 25%, 50% puis 65% en 2006, 2009 et 2016 respectivement par rapport aux valeurs de 1995 (Directive n°1999/31/CE du 26/04/99).

Le coût élevé de la filière PTMB reste toutefois un frein majeur à son développement, notamment en France, où les exigences de la Directive précitée sont déjà respectées à l'échelle des flux globaux en raison d'un fort taux d'incinération (Berthe, 2006 ; Lornage et al., 2007). C'est notamment ce contexte qui a permis à la France de lancer plusieurs programmes de recherches et pilotes sur la technique du bioréacteur.

Les recherches doivent indéniablement continuer vers ces deux voies qui ont en commun d'avoir pour but l'accélération de la biodégradation des déchets de façon contrôlée. Toutes deux permettent une réduction du volume de déchets, d'ordre de grandeur d'ailleurs relativement comparable (Lornage et al., 2007). Dans des conditions normales d'exploitation, les deux techniques permettent de réduire de façon très significative les émissions de GES des installations. La question des émissions résiduelles reste toutefois d'actualité pour les deux filières (de Gioannis et al., 2009). Le choix entre les filières reste donc largement « idéologique », mais dépend surtout de la structuration locale de la filière déchets, des installations déjà existantes, des débouchés des produits du traitement, de l'acceptabilité des coûts de traitement et de la maîtrise des technologies.

Une autre voie d'accélération des processus de stabilisation, complémentaire aux deux voies précitées, consiste en l'injection d'air dans le massif de déchet pour favoriser la biodégradation aérobie (FNADE-Ademe, 2007). Testée à grande échelle notamment en Allemagne, ses potentialités semblent prometteuses (Ritzkowski et Stegmann, 2007), et cette technique sera sans aucun doute amenée à être davantage développée dans les prochaines années, mais elle se heurte pour le moment à des problèmes d'autorisation de mise en œuvre notamment en France, où elle a été longtemps interdite.

Dans ce manuscrit, l'accent sera davantage mis sur le stockage en mode bioréacteur, dans la mesure où cette technique reste pour le moment l'option principale choisie par de nombreux pays, notamment la France, pour faire évoluer la filière stockage, tout en continuant les recherches sur d'autres possibilités alternatives. Dans ce contexte, des déchets prétraités ou avec ajout d'autres matériaux seront également testés.

2.2.3. La question de l'impact des filières et de leur éco-compatibilité

Les techniques de traitement des déchets sont, on l'a vu, souvent hiérarchisées en fonction de leurs impacts ou bénéfices supposés ou démontrés. La transposition des méthodes classiques de comptabilisation des émissions de GES (Bilan Carbone® par exemple) à ces activités n'est toutefois pas évidente (RECORD, 2008). Il y a pourtant nécessité de disposer d'indicateurs fiables et normalisés, tels les analyses de cycle de vie (ACV) pour prendre des décisions cohérentes d'un point de vue environnemental. La prise en compte des impacts d'une filière doit être globale, et ne doit pas non plus négliger les composés polluants en traces présents dans le biogaz, qui peuvent avoir un impact sanitaire. Mais, d'une manière générale, l'estimation des émissions des ISDND pose encore problème et nécessiterait une harmonisation (Scharff et Jacobs, 2006).

Un exemple des méthodes pour évaluer les filières est le remplacement de celles-ci dans le cycle du carbone ou d'autres éléments chimiques (Figure I-18). Il faut ainsi veiller à ne pas privilégier un réservoir de carbone plutôt qu'un autre. Les politiques de la plupart des pays industrialisés doivent cibler une baisse des émissions vers l'atmosphère, et des solutions de séquestration du carbone. Le stockage de déchets peut permettre de séquestrer, dans une certaine mesure, du carbone en lieu et place de son émission à l'atmosphère.

Ainsi, la question de l'impact des filières a été soulevée par de nombreux auteurs depuis les années 2000. Pour ce qui est de la filière stockage, les points suivants ont été soulignés :

- le rôle des ISDND dans le cycle du carbone en tant que puits de carbone potentiel doit être étudié avec attention (Cossu et Piovesan, 2007), même si sa prise en compte peut conduire à la favorisation excessive de la filière stockage (Staub et Gourc, 2008) ;
- les émissions de GES liées aux opérations sur les ISDND (engins de chantier, travaux divers) sont très faibles devant les émissions liées au biogaz non capté ou qui fuit à travers la couverture durant toute la vie de l'installation (Camobreco et al., 1999) ;
- l'efficacité de captage et du dispositif de couverture détermine largement la performance environnementale de l'exploitation (Spokas et al., 2006 ; Gourc et Staub, 2009) ;
- les performances des installations de stockage sont aussi conditionnées par un choix judicieux du mode de valorisation du biogaz (Lombardi et al., 2006 ; Manfredi et al., 2009).

S'agissant de l'impact à long terme, la notion d'éco-compatibilité déjà abordée plus haut requiert des réponses claires. Si elle se définit globalement par un état stable atteint au cours duquel les dommages potentiels à l'homme et son environnement sont suffisamment faibles pour pouvoir considérer que le site ne nécessite plus une surveillance particulière, dans la pratique, la définition est inapplicable sans la définition d'indicateurs et de seuils limites (François et al., 2006 ; Stegmann et al., 2003). La piste principale est de s'orienter vers des analyses normalisées des effluents liquides et gazeux, et d'en déterminer les valeurs maximales admissibles en fin de post-exploitation (Stegmann et al., 2003).

De nombreuses questions en la matière restent encore ouvertes. Pour leur trouver des réponses, il est indéniablement nécessaire de mieux caractériser le milieu déchet et comprendre les processus qui s'y réalisent durant la biodégradation, en identifier les éléments critiques moteurs (« drivers »), et développer des outils pour mieux suivre les indicateurs de la biodégradation. Ces orientations sont les objectifs premiers du présent travail.

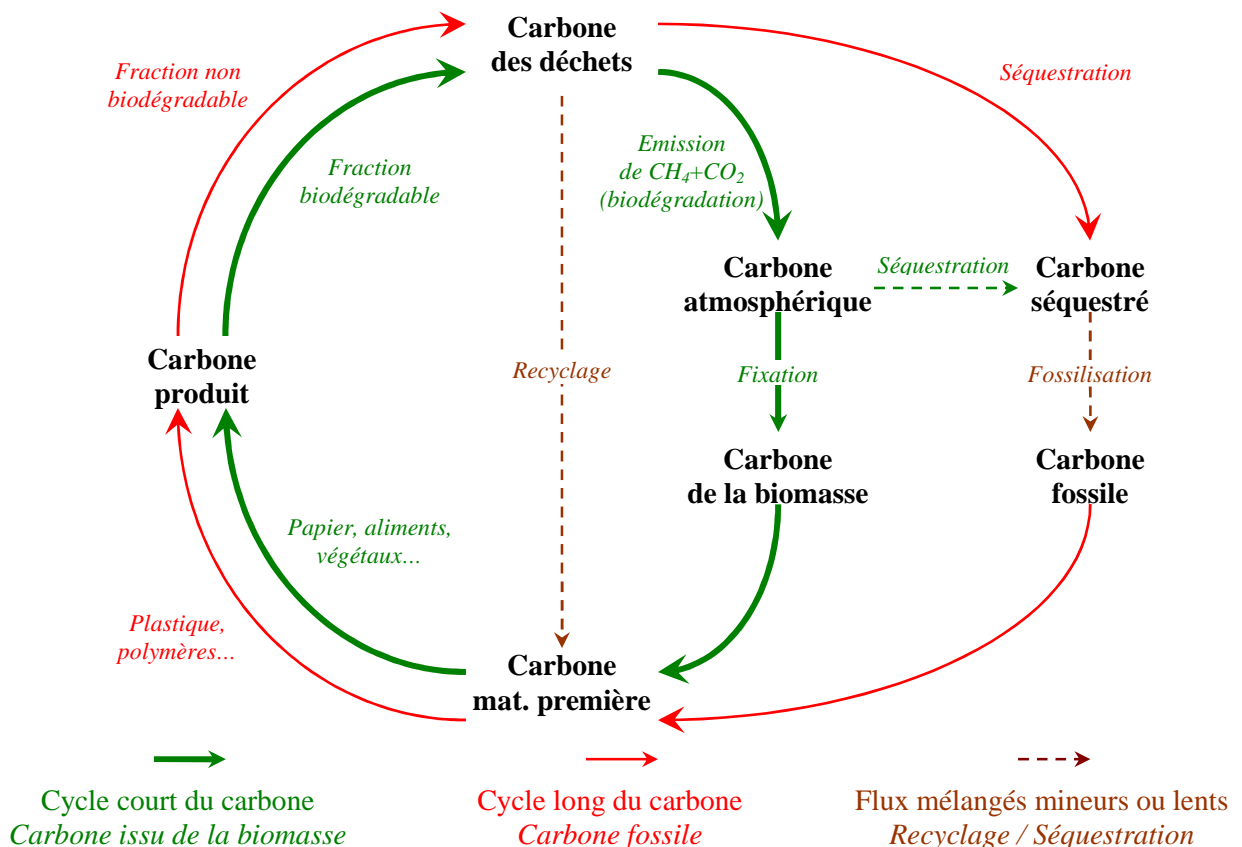


Figure I-18 : cycle du carbone des déchets dans un traitement en ISDND (Staub et Gourc, 2008).

3. Objectifs et organisation du programme de recherche

3.1. Objectifs et positionnement par rapport aux travaux précédents

3.1.1. Inscription dans la continuité des recherches menées au LTHE

- *Les recherches sur la mécanique des déchets et les couvertures*

Ce travail s'inscrit dans un contexte continu de recherches sur les déchets depuis une quinzaine d'années à Grenoble, mais avec toutefois des orientations qui ont évolué et un changement dans l'organisation structurelle des recherches. Les recherches sur les déchets ont été initiées d'abord au Laboratoire Interdisciplinaire de Recherches Impliquant la Géologie et la Mécanique (Lirigm) par l'équipe de Jean-Pierre Gourc sur les aspects couvertures des ISDND dans un premier temps puis mécanique des déchets ensuite.

Des recherches sur les aspects mécaniques de l'évolution de massifs de déchets à l'échelle « macroscopique » (de site) mais aussi « mésoscopique » (intermédiaire) ont été réalisées dans le cadre de deux thèses financées par l'Ademe (Thomas, 2000 ; Olivier, 2003). Parallèlement, les recherches sur les couvertures des installations ont continué (Camp, 2008 ; Barral, 2008).

Les questions relatives au comportement mécanique des déchets ont largement trouvé des réponses dans le cadre de la thèse de Franck Olivier (Olivier, 2003) et avec le modèle Incremental Settlement Prediction Model (ISPM) développé dans le cadre de ces travaux. Les questions de l'évolution des tassements, mais aussi du comportement mécanique en cisaillement des déchets, avec un développement de méthodes de suivi pour de nombreux sites, ont trouvé des réponses pertinentes. L'approche du milieu déchet était alors encore majoritairement mécanique.

Peu à peu, une évolution vers l'hydro-mécanique et la bio-hydro-mécanique s'est faite avec l'arrivée du premier pilote, la cellule C4DC, qui permettait un suivi qualitatif de quelques principaux paramètres de mesure du biogaz et des lixiviats d'un déchet comprimé se dégradant sur le long terme (Olivier et Gourc, 2007).

- *Les recherches sur l'hydro-mécanique et la bio-hydro-mécanique des déchets*

C'est principalement avec la thèse de Guillaume Stoltz (Stoltz, 2009), l'initialisation du programme de recherches des Cellules Innovantes de Compression en Laboratoire sur Déchets (CICLADE) et l'intégration de l'équipe de recherche au Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE) début 2007 que le tournant vers une approche intégrée bio-hydro-mécanique a été réalisé. Les questions relatives à l'interaction entre hydrologie des déchets et mécanique des déchets frais ont trouvé de nombreuses réponses dans les travaux de Guillaume Stoltz, qui a également préparé l'étude sur les cellules CICLADE. La thèse de Kiran Nousheen-Arif (Nousheen-Arif, 2010) a, quant à elle, consolidé l'approche mécanique initiale et consolidé les résultats de Guillaume Stoltz. Fort de toutes ces recherches, le présent travail s'attachera à les intégrer et à consolider et élargir le champ d'application des résultats déjà obtenus.

Le Tableau I-2 résume les différents travaux de thèse réalisés au Lirigm (avant 2007) puis au LTHE (après 2007) au sein de l'équipe travaillant sur les déchets. Outre les domaines abordés, les échelles d'étude sont également présentées : microscopique (micro) pour les études à l'échelle de la cellule de laboratoire (échelle typique : 1 L), mésoscopique (mésos) pour les études à l'échelle du pilote semi-industriel (échelle typique : 1 m³) et macroscopique (macro) pour les études sur site réel (échelle typique : 1000 m³). La référence à ces tailles caractéristiques sera réalisée plus loin pour aborder les différents dispositifs utilisés dans le cadre de ce travail (Figure I-19).

Tableau I-2 : positionnement de ce travail par rapport aux thèses sur le milieu déchet au Lirigm et au LTHE. Cases en gris sombre : domaine étudié en profondeur, cases en gris clair : domaine abordé / initié.

Doctorants Lirigm/LTHE	Mécanique			Hydro-mécanique			Bio-hydro-mécanique		
	Micro	Méso	Macro	Micro	Méso	Macro	Micro	Méso	Macro
Thomas, 2000									
Olivier, 2003									
Stoltz, 2009									
Nousheen-Arif, 2010									
Staub, 2010									

3.1.2. Objectifs et cadre de ce travail

- Place et principaux objectifs de ce travail dans le contexte précité

Ce travail s'inscrit donc dans une mutation des travaux de l'équipe, avec une pluridisciplinarité nouvelle qui a permis de s'ouvrir à une approche de plus en plus intégrée vers la bio-hydro-mécanique des déchets. Ce travail vise à s'inscrire pleinement dans cette approche intégrée par l'étude :

- d'une part du phénomène physique de la biodégradation :
 - o quels sont les éléments les plus déterminants pour l'expliquer (« *drivers* ») ?
 - o quels sont les leviers d'action pour permettre son expression la plus complète ?
- d'autre part des indicateurs pour suivre et contrôler la biodégradation à l'échelle du pilote :
 - o comment interpréter les tassements comme indicateurs de stabilité bio-mécanique ?
 - o quels développements métrologiques réaliser pour mieux contrôler la teneur en eau ?

- Projets supports de ces travaux

Ce travail s'inscrit dans le cadre de plusieurs projets incluant des acteurs divers :

- le projet support principal de ce travail est le projet portant sur la plateforme CICLADE entre le LTHE et Veolia Environnement Recherche et Innovation (VERI) ;
- une partie des essais sur la plateforme CICLADE relève également d'un programme de l'Agence Nationale de la Recherche (ANR), à savoir le programme ANR Bioptime qui inclut les partenaires suivants : LTHE, VERI, l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse (IMFT), le Centre d'Etudes du Machinisme Agricole, du Génie Rural et des Forêts (Cemagref), le Groupement de Recherche Eau Sol Environnement (GRESE) de l'Université de Limoges, le Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Biologiques et des Procédés (LISBP) ;
- ces travaux se sont également inscrits dans d'autres programmes, à savoir notamment :
 - o le programme ANR Bioréacteur qui inclut notamment le LTHE, l'Institut National des Sciences Appliquées (INSA) de Lyon avec le Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE) et Veolia Propreté (VP) ainsi que d'autres partenaires industriels et académiques ;
 - o le programme Ademe Environmental Landfill Impact Assessment (ELIA) qui inclut l'Ademe et VERI ;
 - o d'autres projets internes à VERI ou au LTHE, qui ont permis notamment l'utilisation de données de nombreux sites VP.

3.2. Organisation du manuscrit

3.2.1. Organisation du manuscrit

Ce manuscrit est articulé en 5 chapitres, qui se veulent avant tout thématiques, suivis d'une conclusion générale et des perspectives offertes par ce travail. L'approche choisie a été d'intégrer les points théoriques en amont immédiat de l'appel à ces notions à chaque fois que cela a été possible.

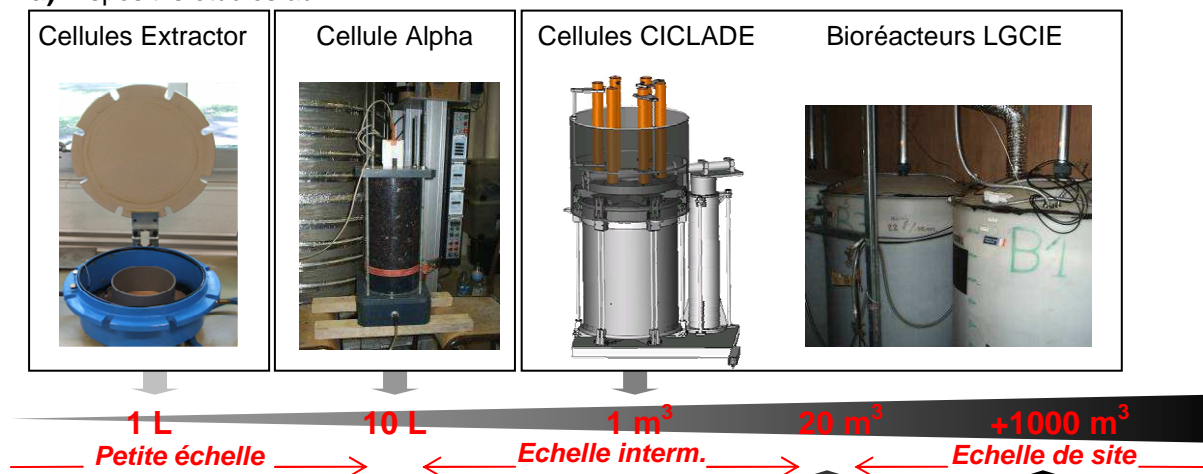
Le Chapitre II proposera une introduction au milieu déchet ainsi qu'aux différents développements expérimentaux réalisés à petite échelle au laboratoire. Cette partie permettra de bien cerner l'objet et les outils de l'étude.

Le Chapitre III s'attachera à présenter les développements métrologiques, principalement dans le domaine du suivi hydrique de déchets. Une application des méthodes développées sera également proposée sur des dispositifs à différentes échelles.

Le Chapitre IV détaillera quant à lui le suivi bio-hydrique de déchets dans les cellules pilotes CICLADE, notamment le suivi biochimique des fluides, le suivi physique de l'humidité et le suivi biochimique de la phase solide. Il permettra de réaliser des bilans complets à long terme sur différents types de déchets. Ce chapitre permettra également d'envisager des réponses quant aux éléments déterminants pour la biodégradation.

Le Chapitre V proposera quant à lui un couplage du comportement mécanique et du comportement bio-hydrique précité par l'analyse de l'interaction de ces phénomènes sur le tassement de déchets. Il détaillera ainsi les modèles disponibles et proposés pour l'étude des tassements, ainsi que leur application aux CICLADE et à d'autres cas de pilotes suivis par le LTHE et de la littérature.

a) Dispositifs étudiés au LTHE



b) Autres dispositifs étudiés (dans le cadre de cette thèse)



Figure I-19 : échelles et dispositifs d'étude dans le cadre de ce travail.

3.2.2. Nomenclature des essais réalisés

De nombreux déchets ont été testés dans le cadre de ce travail. A ces différents déchets se superposent différents dispositifs expérimentaux et différentes échelles d'étude qui seront détaillés dans les chapitres suivants. Ces différents dispositifs étudiés sont résumés en Figure I-19.

Une nomenclature pour tous les différents déchets et essais a été choisie afin d'éviter toute ambiguïté. Leur composition plus précise sera donnée dans les chapitres où ils seront étudiés. Le Tableau I-3 résume les notations utilisées pour les différents déchets. Des photographies des différents déchets utilisés sont données en Annexe 1.

Tableau I-3 : nomenclature des déchets utilisés pour les différents essais⁸. CX.X : dénomination de la cellule CICLADE utilisée, Alpha : cellule « Alpha », Extr. : cellule « Extractor », LGCIE : cellules du LGCIE (INSA de Lyon).

Notation	Nom générique	Type de déchet	Date réception	Origine	Utilisation dans les cellules
A0	Chatuzange	OM broyée (grossièrement)	09/2007	ISDND	LGCIE
A	Chatuzange	OM broyée (finement)	11/2007	ISDND	C2.1, Alpha, Extr., LGCIE
B	OMB 1	OM triée, broyée finement	10/2007	ISDND	C1.1 Alpha, Extr.
C	Biodéchet	Biodéchet broyé	07/2009	Installation de compostage	C4.1 Alpha
D	Déchet industriel banal	DIB broyé	03/2009	ISDND	C3.1
E	OMB 2	OM broyée	10/2009	ISDND	C1.2 Alpha
F	OMB 2 + Mâchefers	OM broyée + mâchefers	11/2009	ISDND UIOM	C2.2
G1	OMB 2 prétraité	OM broyée, prétraitée	03/2010	ISDND	C3.2
G2	OMB 2 prétraité (duplicat)	OM broyée, prétraitée	03/2010	ISDND	C4.2

⁸ Concernant la nomenclature des essais, il a été choisi ici de se baser principalement sur les essais CICLADE. Dans le cadre du projet ANR PRECODO Bioréacteur, d'autres notations ont été utilisées concernant les déchets A0 et A : le déchet A0 (grossièrement broyé) est noté « A » et le déchet A (finement broyé) est noté « B ». Pour éviter des confusions avec nos notations, ces déchets ont été renommés A0 et A respectivement, mais certaines publications reprennent les notations initiales du projet ANR PRECODO Bioréacteur, notamment Benbelkacem et al. (2010) et Staub et al. (2010b).

Chapitre II. Caractérisation du milieu déchet

Résumé :

Ce second chapitre présente la caractérisation du milieu hétérogène composé par le matériau déchet.

En premier lieu, les caractéristiques bio-hydro-mécaniques de déchets non dangereux sont présentées dans une importante revue bibliographique. Les caractéristiques physiques et biochimiques des trois phases (solide, liquide, gaz) sont discutées à la fois en terme de caractéristiques initiales et au cours des processus de biodégradation. Ceci permet finalement d'identifier les leviers et les inhibiteurs majeurs de la biodégradation.

En second lieu, la caractérisation de ces matériaux très particuliers requiert des dispositifs expérimentaux spécifiquement conçus. Un historique des expériences passées et en cours montre la nécessité d'une approche multi-échelles et de davantage de recherches sur la nature couplée des divers mécanismes. Les dispositifs expérimentaux utilisés dans ce travail couvrent différentes échelles et permettent d'étudier différents aspects du comportement physique des déchets.

En dernier lieu, des expériences de caractérisation hydrique de déchets à petite échelle réalisées dans le cadre de ce travail sont exposées. Celles-ci incluent la mesure de propriétés saturées (porosité, perméabilité) à l'état initial et durant la biodégradation, et aussi de propriétés non saturées (courbe de rétention) aux états initial et dégradé. Ces expériences à petite échelle montrent la complexité des caractéristiques hydrologiques du déchet, et tendent à confirmer un comportement multiporal du milieu.

Abstract:

This second chapter addresses the characterization of the heterogeneous medium composed of waste materials.

First, the bio-hydro-mechanical characteristics of municipal solid waste are presented in an extensive bibliographical review. Physical and biochemical characteristics of the three phases (solid, liquid, gas) are discussed both at original initial state as well as during the biodegradation processes. This finally allows the identification of the major drivers and inhibitors of biodegradation.

Second, the characterization of these very special materials requires specifically designed experimental setups. A review of past and existing experimental setups shows the need for a multi-scale approach and for more research about the coupled nature of the various processes. The experimental setups used for this research cover different scales and investigate various aspects of the physical behaviour of waste.

Third, small-scale experiments carried out within the framework of this research, aiming at characterizing the hydrological characteristics of waste, are presented. These include the measurement of saturated parameters (porosity, permeability) at the original state and during biodegradation, as well as unsaturated properties (retention curve) at the original and degraded states. These small-scale experiments show the complexity of the waste's hydrological characteristics and tend to confirm a multi-porosity behaviour of the medium.

1. La caractérisation bio-hydro-mécanique du milieu déchet

1.1. Propriétés physiques

1.1.1. Composition, structure et granulométrie

- *Un milieu triphasique évolutif*

Le déchet⁹ est un milieu à granulométrie étalée avec une matrice poreuse triphasique déformable et évolutive. En ce sens, il s'agit d'un milieu très complexe et qui se distingue nettement d'un sol. La composition, la structure et, d'une manière générale, les propriétés de ce milieu se définissent ainsi à un instant donné. La plupart des études portent sur le déchet initial ou sur l'état final du déchet, les études sur son état intermédiaire étant plus délicates et souvent difficilement comparables. Les paragraphes 1.1. et 1.2. s'intéressent principalement aux caractéristiques initiales du déchet, alors que le paragraphe 1.3. aura pour objet l'évolution des caractéristiques avec la biodégradation.

Le déchet est composé par une phase solide (notée par l'indice s) ainsi que deux phases fluides qui occupent les vides (notés par l'indice v) : une phase gazeuse (notée g) et une phase liquide (notée l). La Figure II-1 présente ces différentes phases et leur évolution durant la biodégradation telle que l'envisagent la plupart des auteurs (Aguilar-Juarez, 2000 ; Kazimoglu et al., 2005b ; Hettiarachchi et al., 2007 ; Machado et al., 2008 ; Gourc et al., 2010), V_x étant le volume de la phase x , ΔV_x étant la variation de volume de la phase x et l'exposant '0' indiquant l'état initial.

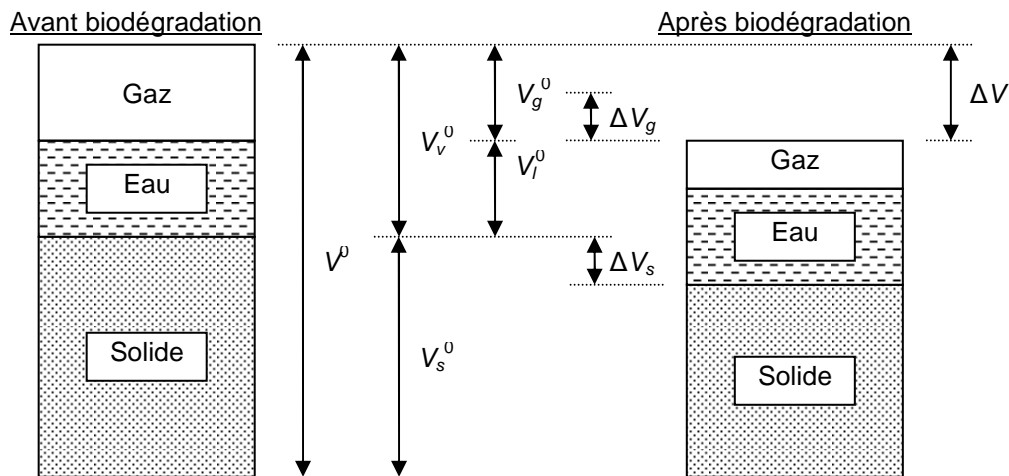


Figure II-1 : différentes phases composant le déchet et leur évolution en fonction de la biodégradation (Gourc et al., 2010).

- *Composition typique du milieu*

La phase solide est composée de matériaux divers qui peuvent être classifiés en fonction de leurs propriétés mécaniques ou de leur biodégradabilité, comme nous le verrons plus loin. L'une des caractéristiques typiques d'un déchet, par rapport à un sol, est de ne pas permettre une classification exclusivement basée sur la taille des particules. L'approche du milieu déchet sera donc multi-critères et pluridisciplinaire.

La phase gazeuse est principalement composée d'air lors de la mise en place du déchet, mais très rapidement elle se compose quasi exclusivement de biogaz produit par la dégradation des déchets. La

⁹ Par « déchet » on entendra dans ce qui suit un déchet non dangereux (DND), donc admissible en ISDND.

phase liquide, enfin, est composée de résidus liquides provenant de la décomposition des déchets organiques et de la lixiviation des déchets par de l'eau percolant à travers le massif de déchets, notamment si l'installation ne garantit pas une étanchéité complète vis-à-vis des précipitations (Olivier, 2003).

Comme nous l'avons vu au Chapitre I, la composition du milieu est très hétérogène et varie d'un pays à l'autre, voire au sein même du pays considéré, notamment en fonction de l'urbanisation. La plupart du temps, les déchets sont composés majoritairement de (Dixon et Jones, 2005) :

- déchets putrescibles ;
- papiers et cartons ;
- plastiques ;
- bois ;
- verre ;
- métaux.

Certains éléments, dits composites, peuvent être formés par différents matériaux, comme par exemple les emballages liquides alimentaires, formés de plastique, de carton et d'aluminium. D'autres éléments en quantité moindre, comme le caoutchouc, le cuir, des particules de sol, divers déchets inertes et résidus, voire des déchets dangereux en très faible quantité peuvent également se retrouver dans les DND, objets de l'étude ici. Les compositions des déchets étant tellement variables d'un cas typique à un autre, nous reviendrons plus en détail sur les compositions détaillées des déchets étudiés en préambule à chaque étude sur un déchet particulier.

- Structure du milieu et granulométrie

La structure initiale des déchets est acquise au moment de leur dépôt dans l'alvéole. Le déchet d'un casier est hétérogène et anisotrope dans les plans horizontaux et verticaux. En raison des méthodes de dépôt et de compactage par couches, une forte stratification horizontale peut être observée (Bellenfant, 2001).

On considère généralement pour simplifier que l'anisotropie dans le plan horizontal est négligeable devant l'anisotropie dans le plan vertical, et de plus une forte stratification horizontale peut être observée (Bendz et al., 1997). En plus de la variabilité spatiale, la géométrie interne d'un casier a aussi une variabilité temporelle, due aux processus de dégradation. La structure des déchets jeunes est grossière, mais au cours de la dégradation il y a tassement et la porosité diminue (Bellenfant, 2001).

La structure du milieu est en relation étroite avec sa granulométrie (Stoltz, 2009). La granulométrie est évaluée par le classement des particules en fonction de leur diamètre maximum (D_{max}) ou de leur diamètre moyen. Très étudiée en mécanique des sols, parce qu'elle donne une bonne idée de l'homogénéité du milieu, elle reste difficile à comparer d'un déchet à l'autre car il n'existe pas de norme pour la déterminer, ce qui complique son utilisation comme indicateur (Berthe, 2006). De plus, sa mise en œuvre est moins aisée pour les déchets que pour les sols de par la nature non sphérique des constituants (Chenu, 2007 ; Stoltz, 2009).

Un exemple de répartition granulométrique d'une OM non dégradée aux Etats-Unis est donné sur la Figure II-2. Cette distribution montre une large prépondérance des éléments de tailles moyenne et grossière ($D_{max} > 10$ mm), et une faible proportion de fines. On comprend la difficulté de réaliser une classification en raison de la forme de la courbe. D'autres courbes granulométriques ont des proportions de fines plus importantes (Olivier, 2003). Compte tenu de l'hétérogénéité des éléments destinés à être stockés en ISDND, l'étendue granulométrique peut être très importante sur les installations sans prétraitement. Le rapport entre éléments fins, caractérisés par le diamètre D_{10}^{10} (poussières, particules organiques, fragments) et éléments grossiers, caractérisés par le diamètre D_{90}

¹⁰ Diamètre en deçà duquel sont comprises 10% de la masse des particules granulaires.

(encombrants, mobilier) peut atteindre 1000 voire davantage (Olivier, 2003). La Figure II-3 montre une photographie d'un déchet broyé utilisé dans le cadre de ce travail. On constate déjà visuellement sur la photographie une forte dispersion de la granulométrie, avec des éléments très grossiers qui contrastent avec des fines, alors même que ce déchet a subi un broyage sensé homogénéiser la distribution granulométrique. L'Annexe 1 présente des photographies des déchets utilisés dans ce travail.

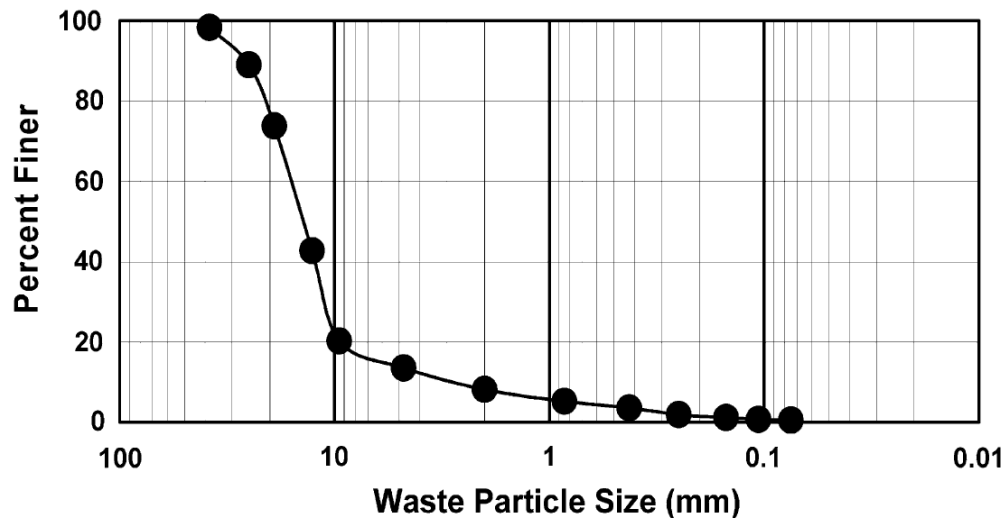


Figure II-2 : exemple de distribution granulométrique d'une OM broyée non dégradée sur un site Veolia Propreté aux Etats-Unis (Reddy et al., 2009). Waste Particle Size = taille des particules de déchets, Percent Finer = pourcentage de particules à diamètre inférieur.



Figure II-3 : photographie d'un déchet utilisé dans la présente étude (déchet 'D', DIB).

La plupart des procédures de classification de déchets effectuent une pré-classification en terme de granulométrie. La plus couramment utilisée en France, la classification MODECOM™ (Ademe, 1993 ; 2009b), distingue les fines ($D_{max} < 20$ mm), les particules de taille moyenne ($20 < D_{max} < 100$ mm), et les grossières ($D_{max} > 100$ mm).

A noter toutefois que la granulométrie des déchets stockés en ISDND pourrait être amenée à évoluer si la technique du PTMB venait à se diffuser plus largement. La conséquence en serait une augmentation de la proportion de fines, mais surtout une diminution voire une disparition de la proportion de particules les plus grossières, ce qui contribuerait à une homogénéisation du milieu, ce qui est d'une grande importance pour l'étude des flux liquides et gazeux, ainsi que l'étude du comportement mécanique.

- La question de l'échantillonnage ou du volume représentatif

La question de l'échantillonnage d'un « déchet type » est fortement liée aux aspects précités (structure et granulométrie principalement). Pour caractériser les propriétés moyennes d'un déchet, il est généralement nécessaire d'utiliser des quantités très importantes de déchets. En effet, un déchet représentatif doit offrir notamment une bonne reproductibilité de ses propriétés (Thomas, 2000).

Généralement, la finalité de l'échantillonnage du déchet a pour but de réaliser une réduction de masse afin d'obtenir une prise de matière analysable. Ainsi, pour l'échantillonnage, une quantité importante est justifiée par l'hétérogénéité du milieu l'étendue de la distribution granulométrique (Olivier, 2003), et plus le déchet est hétérogène et grossier, plus la masse à prélever est conséquente, pour que l'échantillon soit représentatif.

Pour des déchets de type OM, la procédure MODECOM™ (Ademe, 1993 ; 2009b), recommande l'échantillonnage de 500 kg d'OM pendant une période normale (hors vacances et fêtes). De plus, la séparation par taille est souvent réalisée avant toute autre analyse, permettant ainsi de séparer les fractions spécifiques (Berthe, 2006)

Pour des déchets de type DIB bruts en mélange, plus hétérogènes et dont la granulométrie est supérieure à celle de l'OM, l'Ademe conseille de prélever un échantillon de 50 tonnes humides en 30 prises (Ademe, 1999).

La question de la taille de l'échantillon représentatif et de sa préparation est également fortement liée à la finalité de l'essai et à la taille de l'appareillage utilisé pour déterminer ladite propriété. Ce point sera abordé plus particulièrement lorsque seront évoquées les tailles standards des appareils expérimentaux utilisés dans la littérature et dans le cadre de ce travail.

1.1.2. Classifications de déchets

- Position du problème

Le but de la classification est d'avoir une idée, à partir de caractéristiques de base d'un matériau (taille ou forme des particules, nature des composants...), de son comportement physique global. La classification de déchets est un problème complexe, et il n'existe pas encore de classification universelle.

Contrairement aux sols, il n'est en effet pas possible de dégager un critère pour caractériser les comportements mécanique, hydrologique et biologique des déchets. Typiquement, pour ces sols, le critère de la taille permet de dégager un comportement de type pulvérulent ou un comportement de type cohérent, ce qui permet à son tour d'en déduire des caractéristiques mécaniques et hydrologiques majeures.

Une telle équivalence entre taille des particules et comportement n'est pas valable pour les déchets. Nous allons ci-après voir quelles alternatives ont été proposées par différents auteurs ayant proposé des systèmes de classification.

- Types de classification

Il existe un nombre important de classifications de déchets, qui sont pour la plupart orientées en fonction des usages finaux auxquelles elles sont dédiées (Dixon et Jones, 2005). Le nombre existant de classifications et le non recoupement de ces dernières en rend l'intercomparaison très difficile (Olivier, 2003). Selon Dixon et Jones (2005), les informations les plus importantes à considérer dans toute classification sont :

- la forme des particules (particules tridimensionnelles, de type granulaire, et particules bi- ou monodimensionnelles, et évolution possible de la forme des particules) ;
- la taille des particules (granulométrie) ;
- les groupes de matériaux (catégories de composants) ;
- la biodégradabilité des particules et leur organicité.

Certaines classifications peuvent aussi se baser sur la densité des constituants, les propriétés hydriques ou mécaniques des déchets. Sans combiner tous les critères possibles de classification proposés ci-dessus, ici, nous ne proposons que quatre types de classifications, en fonction :

- de *catégories de composants* ;
- de la *nature organique* ou *non* des éléments (classification de biodégradabilité) ;
- de la *déformabilité* et de la *biodégradabilité* des éléments (classification bio-mécanique) et en fonction du *comportement* de type « *sol* » ou « *non-sol* » (classification comportementale) ;
- de la *combinaison des critères* sus-nommés.

Cette revue ne se veut pas exhaustive, il s'agit des types de classifications généralement les plus utilisées, et elles seront illustrées par un ou deux exemples.

- Classifications en fonction des catégories de composants

Il s'agit de la classification typique « composant par composant » que nous allons illustrer par la méthode MODECOM™, qui est de loin la plus utilisée en France (Ademe, 1993 ; 2009b). Cette dernière prévoit une séparation en 12 catégories de matériaux des déchets, en plus d'une 13^{ème} catégorie constituée par les fines ($D_{max} < 20$ mm).

La campagne de caractérisation MODECOM™ a permis ensuite de réaliser des classifications intermédiaires en fonction de l'origine des déchets (Province / Île-de-France et urbain / semi-urbain / rural), et a recensé différentes propriétés des déchets, notamment teneur en eau et différentes caractéristiques physico-chimiques (Ademe, 1993). Les catégories MODECOM™ ont leurs équivalents dans les autres pays européens, mais la comparaison entre Etats reste difficile. L'agence européenne de l'environnement a réalisé une étude proposant un nombre de catégories supérieur à celui de l'étude MODECOM™ afin de prendre en compte les différentes catégories des campagnes nationales (EEA, 2000b).

Cette « classification » est plutôt à classer parmi les inventaires ou campagnes de caractérisation, son intérêt principal étant de permettre de mieux connaître la production de déchets des français. La classification, elle, n'est que basée sur les catégories de composants et ne permet donc pas de dégager des sous-groupes d'un point de vue du comportement biochimique ou mécanique par exemple. Ces classifications sont présentées ci-après.

Tableau II-1 : classification MODECOM™ de l'Ademe (1993 ; 2009).

Numéro de catégorie	Catégorie	Sous-catégorie
1	Putrescibles	-
2	Papiers	Journaux Magazines Papiers d'emballage Autres papiers
3	Cartons	-
4	Complexes	-
5	Textiles	Emballages en textiles Autres textiles
6	Textiles sanitaires	-
7	Plastiques	Films polyoléfines Bouteilles/Flacons polyoléfines Bouteilles/Emballages PVC Autres emballages PVC Autres déchets PVC Emballages PET Emballages polystyrène Autres déchets polystyrène Autres déchets plastiques
8	Combustibles non classés	Emballages combustibles Autres combustibles
9	Verre	Emballages en verre vert Emballages en verre blanc Emballages en verre brun Autres déchet en verre
10	Métaux	Métaux ferreux d'emballages Autres métaux ferreux Emballages en aluminium Autres déchets en aluminium
11	Incombustibles non classés	-
12	Déchets ménagers spéciaux	-
13	Eléments fins ($D_{max} < 20$ mm)	-

- Classifications en fonction de la nature organique ou non des éléments

Des classifications simples pour dissocier les éléments organiques des éléments inorganiques ont été présentées par Landva et Clark (1990) et Tchobanoglous et al. (1993). Le principe est la division binaire de l'échantillon à analyser entre composants organiques et inorganiques (Tableau II-2).

Tableau II-2 : classification proposée pour les DND par Tchobanoglous et al. (1993).

Composants organiques	Composants inorganiques
<ul style="list-style-type: none"> - déchets alimentaires - papier - carton - plastiques - textiles - caoutchouc - cuir - déchets de jardin - bois - divers 	<ul style="list-style-type: none"> - verre - fer - aluminium - autres métaux - cendres, poussières

Une telle classification peut se faire en complément par exemple de la classification par type de composants, comme la classification MODECOM™. Elle permet un premier « tri » entre éléments susceptibles de se dégrader ou non, mais ne propose pas de sous catégories en fonction de la biodégradabilité des éléments, ce que propose la classification suivante.

La classification proposée par Aguilar-Juarez (2000) permet une distinction plus fines entre différents composants en les classant en fonction de leur degré de biodégradabilité (Tableau II-3). L'idée ici était de prédire en fonction des composants du déchet la biodégradabilité globale du déchet en fonction de différentes cinétiques de biodégradation d'un groupe d'éléments : éléments rapidement, moyennement, lentement biodégradables et inertes.

Tableau II-3 : classification proposée pour les DND par Aguilar-Juarez (2000).

Fraction du déchet solide	Eléments constitutifs
Rapidement biodégradable	Déchets alimentaires Déchets verts Boues
Moyennement biodégradable	Papiers, cartons
Lentement biodégradable	Textiles Déchets ligneux, bois
Inerte (« non » biodégradable)	Matière minérale (gravats...) Métaux Plastiques

- Classifications bio-mécaniques comportementales

La nécessité de prendre en compte à la fois la déformabilité et la biodégradabilité des éléments a permis l'émergence de premières classifications multi-critères, dont la plus citée est sans doute celle de Grisolia et al. (1995). Cette classification permet de placer sur un diagramme ternaire un déchet en fonction de trois catégories : inerte/stable (classe 'A'), biodégradable (classe 'B') et fortement déformable (classe 'C') (Tableau II-4).

Grisolia et al. (1995) étudient 83 types de déchets entre 1960 et 1995 et les placent sur un diagramme ternaire. Ils mettent en évidence des « zones » en fonction de l'origine géographique des déchets (Figure II-4).

Ce classement a pour principal intérêt de rendre plus visuelle une classification de déchets. Ce classement, fréquemment cité comme une référence, commence toutefois à dater et il n'est pas si certain que les divisions géographiques soient encore si nettes aujourd'hui, en raison d'une forte évolution de la production et de la qualité de déchets. Il serait intéressant d'étudier notamment l'évolution de la position d'un déchet en fonction de sa biodégradation, ce dernier évoluant, vers une part inerte croissante (le déchet s'inertant avec le temps), et une part de composants fortement déformables plus importante (Olivier, 2003).

Toutefois, Dixon et Langer (2006) ont critiqué ce classement, car certains éléments pourraient a priori être classés dans plusieurs catégories, comme les déchets putrescibles, qui entreraient tout autant dans la catégorie des déchets fortement biodégradables et déformables.

Tableau II-4 : classification proposée pour les DND par Grisolia et al. (1995).

Classe 'A' Inertes	Classe 'B' Biodégradables	Classe 'C' Déformables
<ul style="list-style-type: none"> - sols - métaux - verre - porcelaine - déchets de construction - cendres - bois 	<ul style="list-style-type: none"> - papiers - cartons - textiles - cuir - plastique et caoutchouc - textiles sanitaires - pneumatiques 	<ul style="list-style-type: none"> - déchets alimentaires - déchets de jardin - déchets animaux - fines ($D_{max} < 20$ mm)

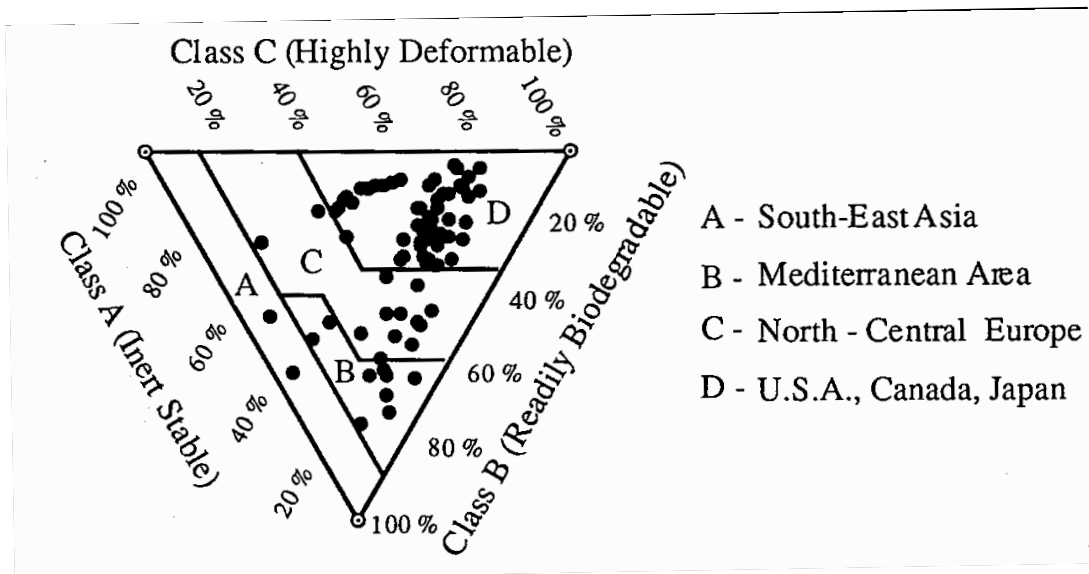


Figure II-4 : diagramme ternaire en fonction de la déformabilité des déchets (Grisolia et al., 1995).

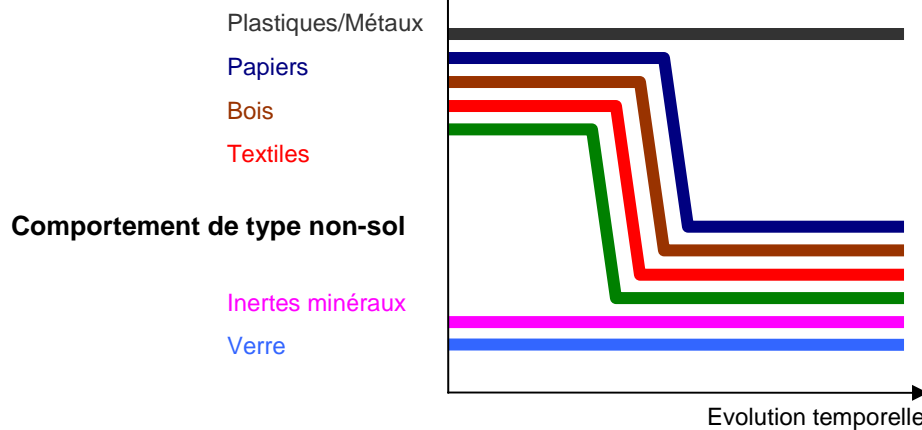
Comportement de type sol

Figure II-5 : classification en fonction du comportement de type sol ou non-sol (Nousheen-Arif, 2010).

Dans le même type de classifications comportementales, on peut souligner une approche en fonction du caractère de type « sol » ou « non-sol » des constituants. Celle-ci a été proposée par Thomas et al. (1999) et reprise par Nousheen-Arif (Figure II-5). Dans cette classification, si les plastiques et les métaux ont un comportement de type « sol » durant l'évolution temporelle du déchet, à l'inverse, les inertes minéraux et le verre ont toujours un comportement de type non-sol, et tous les autres composants évoluent avec le temps. Le problème de cette classification simple est toutefois qu'elle semble plutôt qualitative, et ne permet pas de déduire un comportement bio-hydro-mécanique global.

- Proposition d'une classification multi-critères

Au-delà des classifications bio-mécaniques, déjà multi-critères, nous citerons une classification plus complexe proposée par Dixon et Langer (2006). Leur classification intègre les différents critères que nous avons vus auparavant :

- une première étape consiste à classer les différents composants par catégories ;
- la deuxième étape consiste à classer les composants en fonction du comportement mécanique (compressible, incompressible, renforçant) ;
- ensuite, ces étapes sont répétées pour chaque classe de taille des matériaux ;
- enfin, la biodégradabilité des différents matériaux est évaluée pour chaque groupe de matériaux.

La Figure II-6 présente une classification type pour les composants compressibles. On peut bien évidemment reprocher à ce type de classification sa complexité, puisque pour un seul déchet, plusieurs graphiques de la sorte doivent être réalisés, ce qui empêche d'avoir une vision d'ensemble.

L'exercice reste néanmoins intéressant, et montre la difficulté de classer ce matériau « déchet », qui se distingue assez nettement d'un sol d'un point de vue bio-hydro-mécanique. En France, mais aussi dans de nombreux autres pays, les opérateurs tout comme la plupart des études ne mentionnent que la classification par composant, de type MODECOM™ ou équivalent.

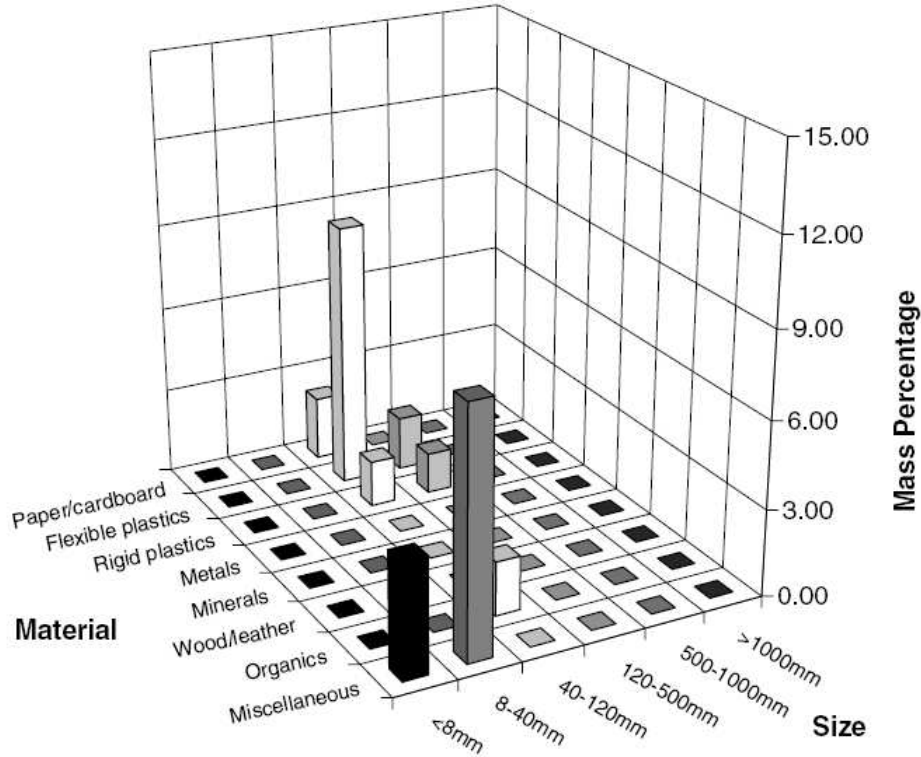


Figure II-6 : classification multi-critères (Dixon et Langer, 2006).

1.1.3. Masse volumique

- Définitions

La masse volumique joue un rôle très important pour toutes les applications possibles de l'étude géotechnique des ISDND (Bellenfant, 2001 ; Dixon et Jones, 2005)¹¹. Comme les autres paramètres du déchet, sa valeur peut évoluer en fonction du temps et du degré de dégradation du déchet.

On peut en fait parler de plusieurs masses volumiques utiles dans l'étude du milieu triphasique qu'est le déchet. Notons M_h et M_l respectivement les masses totale humide et d'eau d'un échantillon, et V_t son volume total, alors on définit :

- la masse volumique humide ou apparente ρ_h (t/m³) :

$$\rho_h = \frac{M_h}{V_t} \quad [\text{II-1}]$$

- la masse volumique sèche ρ_d (t/m³) :

$$\rho_d = \frac{M_h - M_w}{V_t} \quad [\text{II-2}]$$

Une troisième valeur de masse volumique est parfois utilisée, surtout pour son application dans l'étude mécanique des déchets : il s'agit de la masse volumique constitutive du solide ρ_s (t/m³) :

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} \quad [\text{II-3}]$$

¹¹ On préférera dans ce qui suit généralement la masse volumique ρ_h à la densité $d = \rho_h/\rho_l$ où ρ_l est la masse volumique de l'eau (1 t/m³), ou à celui du poids volumique $\gamma = \rho g$ où g est l'accélération de la pesanteur.

- Valeurs types relevées dans la littérature

Avant de présenter quelques valeurs pour ρ_h et ρ_d , intéressons nous à la valeur de la masse volumique constitutive ρ_s . Peu de valeurs sont disponibles dans la littérature. Cette valeur est accessible indirectement par le calcul de la porosité totale comme nous le verrons, ou en la déduisant de la composition du déchet (Stoltz, 2009). Lorsqu'une valeur est donnée, il est rarement expliqué comment elle a été estimée. Ainsi, Zornberg et al. (1999) donnent 2.3 t/m^3 . Les travaux de Stoltz (2009) ont toutefois permis de caractériser des déchets utilisés dans ce travail, et une valeur moyenne de 1.65 t/m^3 est donnée. Notons que ces valeurs sont nettement inférieures à la valeur de ρ_s pour les composants des sols, qui est de 2.65 t/m^3 , ce qui s'explique par la nature des matériaux constitutifs des sols que sont la silice et la calcite par exemple.

La variabilité des masses volumiques humides ρ_h observées au sein même d'un site peut être importante. La plupart du temps, les masses volumiques relevées sont beaucoup plus faibles que celles d'un sol (Bellenfant, 2001). Le Tableau II-5 donne quelques valeurs de masse volumique humide relevées dans la littérature. On constate d'une part une forte amplitude des valeurs, même pour les déchets en place (de 0.3 à 1.5 t/m^3). Les déchets frais ont bien évidemment des valeurs plus faibles.

Quelques valeurs de masse volumique sèche ρ_d sont également données dans la littérature. Ces dernières s'échelonnent entre 0.19 et 0.60 t/m^3 (Beaven et Powrie, 1995 ; Zhan et al., 2008), mais varient bien évidemment en fonction de la teneur en eau et de tous les autres facteurs affectant la masse volumique humide.

Tableau II-5 : valeurs de masse volumique humide relevées dans la littérature.

Auteurs	Valeurs de $\rho_h \text{ (t/m}^3\text{)}$	Commentaires
Oweis et Khera, 1990	0.49-1.1	Déchets en place
Arigala et al., 1995	0.8	Déchets en place
Beaven et Powrie, 1995	0.32-0.75	Déchets frais
Zornberg et al., 1999	1.0-1.5	Déchets en place (8 et 50 m)
Gourc et al., 2001	0.7	Déchets en place (en surface)
Olivier, 2003	0.6-1.3	Déchets en place
Jain et al., 2005	0.7	Déchets en place (22 m)
Wang et al., 2006	0.68-0.73	Déchets frais compacté
Jun et al., 2007	1.1	Déchets frais compacté
Olivier et Gourc, 2007	1.03	Déchets frais
Zhan et al., 2008	0.3-1.2	Déchets en place

1.1.4. Teneur en eau

- Définitions

La teneur en eau joue un rôle fondamental dans les réactions de biodégradation, et mérite donc une attention toute particulière (Reinhart et Townsend, 1997 ; Bilgili et al., 2007 ; McDougall et al., 2007 ; Pommier et al., 2008 ; Zhao et al., 2008 ; Valencia et al., 2009).

On peut là aussi définir plusieurs teneur en eau, qui proviennent de la mécanique des sols, de l'hydrologie ou de la biochimie¹². On définit :

¹² Il n'est d'ailleurs souvent pas fait mention explicite, dans la littérature du type de teneur en eau utilisé.

- la teneur en eau massique w (kg/kg, définition géotechnique par rapport à la masse sèche) :

$$w = \frac{M_l}{M_d} \quad [\text{II-4}]$$

- la teneur en eau massique w' (kg/kg, définition biochimique par rapport à la masse humide) :

$$w' = \frac{M_l}{M_t} \quad [\text{II-5}]$$

- la teneur en eau volumique θ (m^3/m^3) :

$$\theta = \frac{V_l}{V_t} \quad [\text{II-6}]$$

avec M_l et V_l respectivement les masse et volume d'eau d'un échantillon. On utilisera aussi la teneur en eau volumique à saturation θ_{sat} pour qualifier la teneur en eau maximale que l'on obtient en saturant en eau un échantillon, valeur équivalente à sa porosité (voir § II-1.1.5.). Par ailleurs, la notion de teneur en eau à capacité au champ* θ_{cc} est parfois utilisée (voir aussi § II-1.1.6.). Définie comme la quantité de liquide qu'un milieu poreux soumis à la gravité peut retenir durablement (Zornberg et al., 1999), nous en donnerons des définitions expérimentales aux paragraphes suivants, en raison de sa relation à la porosité de drainage n_d et aux propriétés de rétention.

Il est enfin possible aussi d'exprimer les différentes teneurs en eau définies plus haut entre elles :

$$w' = \frac{w}{1 + w} \quad [\text{II-7}]$$

$$\theta = \frac{\rho_h}{\rho_l} \cdot w' = \frac{\rho_h}{\rho_l} \cdot \frac{w}{1 + w} \quad [\text{II-8}]$$

Dans ce travail, il sera la plupart du temps fait référence à la teneur en eau volumique θ , et parfois à la teneur en eau massique w' . Cette valeur est généralement préférée pour les approches biochimiques car elle représente un taux d'humidité du déchet par rapport à sa masse totale. Le choix des définitions dépend surtout de l'intention de l'utilisateur et de sa discipline scientifique d'origine (Olivier, 2003).

→ La mesure de teneur en eau fera l'objet d'une étude particulière dans ce travail (§ III-1.).

- Valeurs types relevées dans la littérature

Les valeurs de teneur en eau sont très abondantes dans la littérature (Tableau II-6). Seules des valeurs de w' , les plus nombreuses, ont été retenues. Nous nous bornerons à citer des valeurs obtenues par technique directe, c'est-à-dire par passage à l'étuve, qui reste la méthode de mesure standard la plus efficace pour déterminer la teneur en eau d'un échantillon (Walker et al. 2004).

Une étude détaillée sur les différentes procédures de séchage et leur impact sur la valeur de teneur en eau sera présentée au § III-1., avec également une présentation des méthodes indirectes de mesure de teneur en eau. A noter que, sur la base des teneurs en eau de chaque constituant du déchet, données par exemple dans la méthode MODECOM™ (Ademe, 1993 ; 2009b), il est possible de retrouver une teneur en eau globale d'un déchet, en réalisant une pondération par composant d'après la composition.

On constate que les valeurs relevées diffèrent fortement d'un site à l'autre. Ceci s'explique par des types de déchets différents, mais aussi par des conditions de stockage qui varient beaucoup d'un site à un autre. Ainsi, l'apport d'eau peut être important par infiltration à travers la couverture dans certains sites (Bendz et al., 1997 ; Bellenfant, 2001), même si cela a tendance à être de moins en moins le cas. Comme nous le verrons plus loin, les teneurs en eau relevées apparaissent encore souvent trop faibles pour une biodégradation optimale (en particulier dans les pays industrialisés), d'où l'intérêt d'humidifier davantage les déchets comme pour les bioréacteurs (FNADE-Ademe, 2007).

Tableau II-6 : valeurs de teneurs en eau massiques w' relevées dans la littérature.

Auteurs	Valeurs de w' (kg/kg)	Commentaires
Beaven et Powrie, 1995	0.40-0.51	Déchets frais
Bendz et al., 1997	0.27-0.44	Déchets en place
Yuen, 1999	0.11-0.65	Déchets en place
Wang et al., 2006	0.51	Déchets frais
Imhoff et al., 2007	0.23-0.48	Déchets en place
Jun et al., 2007	0.29	Déchets frais
Olivier et Gourc, 2007	0.37	Déchets frais
Reddy et al., 2009	0.31	Déchets en place

1.1.5. Porosité

- Définitions

La porosité joue un rôle principalement dans le stockage des fluides et leur capacité à s'écouler. Elle joue aussi un rôle fondamental pour l'étude de la compressibilité d'un matériau (Thomas, 2000). La porosité est elle aussi définie à un instant donné, et elle tend à diminuer avec l'âge du déchet en raison de la réduction globale de son volume de vides disponibles au cours du tassement et de la biodégradation.

Elle correspond à un rapport du volume de vides V_v sur le volume total V_t (voir Figure II-1), mais plusieurs expressions de la porosité existent. Nous nous restreindrons à l'expression analytique de la porosité totale et des porosités au gaz et au liquide. Avec les définitions précédentes, on note :

- la porosité totale n_t (m^3/m^3) :

$$n_t = \frac{V_v}{V_t} \quad [\text{II-9}]$$

- la porosité au gaz n_g (parfois aussi notée θ_g^{13}) (m^3/m^3) :

$$n_g = \frac{V_g}{V_t} \quad [\text{II-10}]$$

- la porosité au liquide n_l (parfois aussi notée θ_l) (m^3/m^3)¹⁴ :

$$n_l = \frac{V_l}{V_t} \quad [\text{II-11}]$$

On a de plus les deux relations suivantes :

$$n_t = n_g + n_l \quad [\text{II-12}]$$

$$n_t = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_s} \quad [\text{II-13}]$$

¹³ Nous préférons les notations $n_{l,g}$ que $\theta_{l,g}$ pour parler de la porosité et éviter toute ambiguïté, θ étant dans ce manuscrit la teneur en eau volumique (sans indice).

¹⁴ Cette définition est d'ailleurs strictement équivalente à celle de la teneur en eau volumique θ (Equation II-6).

Pour des raisons expérimentales, la porosité *totale* n_t est considérée comme égale à la porosité dite « ouverte » n_o , en négligeant la porosité *fermée* des pores inclus dans le solide. La définition expérimentale de la porosité ouverte n_o , est généralement déterminée à la saturation par un fluide. Elle est donc, en toute rigueur, inférieure à la porosité totale n_t compte tenu de la porosité fermée. Toutefois, la porosité ouverte sera utilisée par la suite dans ce travail sur la base d'une saturation d'un échantillon sous une charge constante.

De multiples autres définitions de la porosité existent, basées sur des définitions expérimentales (Hudson et al., 2004 ; Olivier et Gourc, 2007), ou théoriques (Stoltz et al., 2010 ; Tinet et al., 2010). Sans être exhaustif, on peut notamment citer :

- définition expérimentale de la porosité au drainage n_d^{15} , généralement déterminée au drainage, et qui permet une évaluation de la porosité au liquide, mais sur la base d'un volume drainé et non d'un volume liquide total. Cette porosité sera utilisée par la suite dans ce travail sur la base d'un drainage gravitaire de l'échantillon. Cette porosité peut être reliée à la capacité au champ par la relation :

$$n_d = n_o - \theta_{cc} \quad [\text{II-14}]$$

- définitions de la porosité fractionnée en macropores et micropores, utilisées notamment en modélisation de type double porosité (Tinet et al., 2010).

Lorsque l'on étudie la part de la porosité remplie par les fluides, on fait également souvent appel à la notion de degré de saturation. La saturation d'un fluide S_{fluide} est un nombre adimensionnel compris entre 0 et 1 et se définit par :

$$S_{fluide} = \frac{\theta_{fluide}}{n_t} \quad [\text{II-15}]$$

- Valeurs types relevées dans la littérature

Des valeurs de porosités sont souvent données dans la littérature sans être assorties d'une définition exacte de la porosité, ni même sans préciser si la valeur se base sur une observation ou une estimation (Stoltz, 2009). Le Tableau II-7 reprend un certain nombre de références.

Tableau II-7 : valeurs de porosités totales n_t relevées dans la littérature.

Auteurs	Valeurs de n_t (m^3/m^3)	Commentaires
Massmann et Madden, 1994	0.22	Estimation par test de pompage
Benson et Wang, 1998	0.53	Estimation par exp. de succion
Yuen, 1999	0.54	Calcul d'après ρ_d et ρ_s
Zornberg et al., 1999	0.49-0.62	Mesure expérimentale à l'eau
Hudson et al., 2004	0.46-0.56	Mesure expérimentale à l'eau
Olivier et Gourc, 2007	0.48-0.51	Mesure expérimentale à l'eau
Stoltz, 2009	0.61-0.76	Mesure expérimentale au gaz

¹⁵ Certains auteurs nomment cette porosité la « porosité efficace ».

On peut noter que la plupart des valeurs tournent autour de 0.5, avec une exception pour la première et la dernière référence. Dans le premier cas, il s'agit plutôt d'une porosité de drainage que d'une porosité totale, ce qui explique une valeur plus faible. L'étude réalisée par Stoltz (2009) se distingue quant à elle par une estimation plus poussée de la porosité totale par saturation des vides par le gaz. Cette méthode est plus rigoureuse que la « saturation » à l'eau utilisée par la plupart des autres auteurs, qui permet tout au plus de déterminer la teneur en eau à quasi saturation, θ_{sat} , en fonction de la pression du liquide. Cette valeur est toutefois inférieure à la porosité totale telle que définie à l'Equation II-9.

1.1.6. Perméabilité

- Définitions

La perméabilité caractérise la capacité d'un milieu à laisser s'écouler un fluide. Elle est souvent assimilée à la conductivité hydraulique à saturation K_{sat} (m/s), car c'est une valeur homogène à une vitesse souvent utilisée en hydrogéologie ou en géotechnique, que l'on définit par :

$$K_{sat} = \frac{q}{\Delta H / L} \quad [\text{II-16}]$$

Avec q le débit liquide spécifique ($\text{m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^2$), ΔH la perte de charge hydraulique consécutive à l'écoulement (m) et L la distance entre les deux points de mesure de la charge (m). Cette définition de la perméabilité se base sur la loi de Darcy, valable pour les sols, mais dont l'application au milieu déchet n'est pas toujours évidente (Bellenfant, 2001). De plus, le milieu déchet étant triphasique, la valeur de K_{sat} n'est pas toujours la plus pertinente pour décrire les écoulements de liquides mais aussi de gaz en son sein.

En fait, la perméabilité décrite ci-dessus masque une dépendance de la perméabilité à la viscosité dynamique du fluide η_{fluide} , c'est pourquoi on utilise souvent la perméabilité intrinsèque k (m^2) définie par (Stoltz, 2009) :

$$k = \frac{\eta_{fluide}}{\rho_{fluide} \cdot g} \cdot K_{sat \text{ fluide}} \quad [\text{II-17}]$$

Ainsi, la perméabilité intrinsèque ne dépend plus du fluide ou de la température. Des perméabilités peuvent être définies pour les deux fluides, le liquide et le gaz (k_l et k_g), en fonction du degré de saturation (Stoltz, 2009).

Pour l'application au lixiviat, à 20°C, on a $k/K_{sat \text{ l}} = 1.31 \times 10^{-7}$ m.s, avec $\eta_l \approx 1.30$ mPa.s et $\rho_l \approx 1.009$ kg/L (Assaghir, 2009, voir Figure II-7).

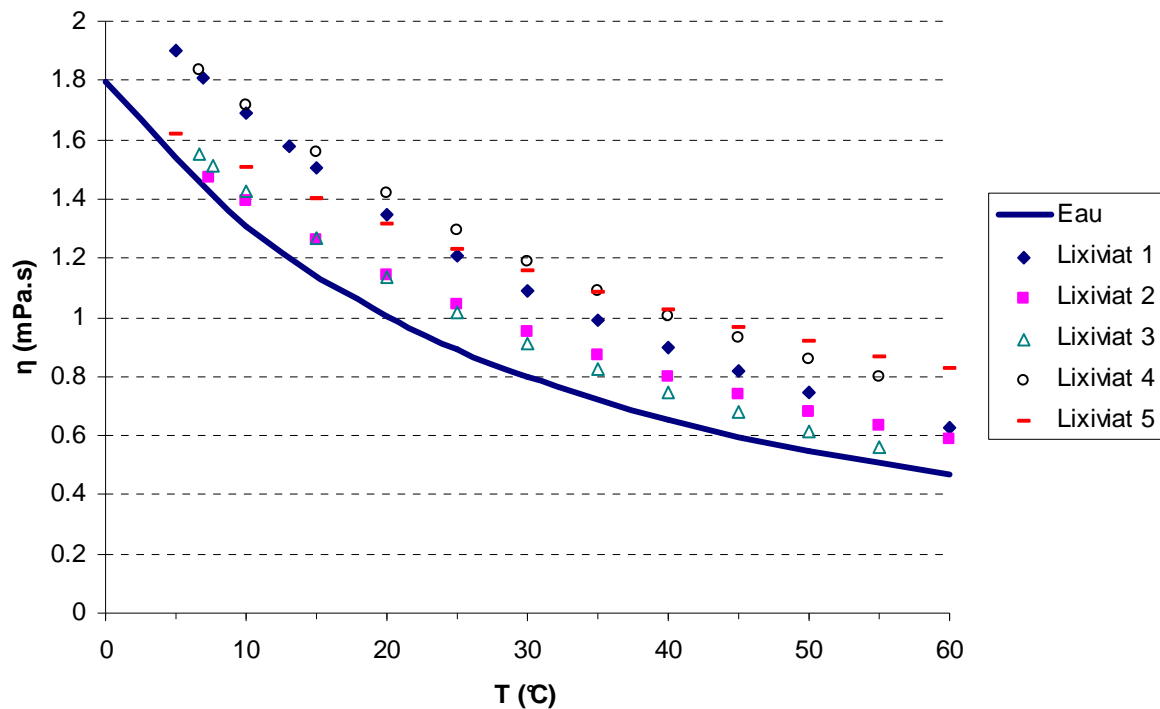


Figure II-7 : valeurs de viscosités dynamiques de lixiviats (Assaghir, 2009).

- Valeurs types relevées dans la littérature

Dans le cadre de ce travail toutefois, nous nous limiterons aux perméabilités à saturation, bien que d'autres propriétés du milieu non saturé seront évaluées. Le Tableau II-8 donne quelques valeurs de perméabilités à saturation relevées dans la littérature.

Globalement, la perméabilité à saturation des déchets est comprise entre 10^{-7} et 10^{-4} m/s pour la plupart des références citées, malgré l'utilisation de différentes techniques de mesure et de différents déchets. Cela correspondrait environ à un sable fin.

Tableau II-8 : valeurs de perméabilités à saturation K_{sat} relevées dans la littérature.

Auteurs	Valeurs de K_{sat} (m/s)	Commentaires
Oweis et Khera, 1990	10^{-7} - 10^{-5}	Déchets en place, essai de puits
Beaven et Powrie, 1995	1.7×10^{-4} - 2×10^{-4}	Déchets frais
Bleiker et al., 1995	10^{-9} - 10^{-6}	Déchets frais
Chen et Chynoweth, 1995	4.7×10^{-7} - 9.6×10^{-4}	Déchets frais
Gawande et al., 2005	1.2×10^{-5} - 2.5×10^{-5}	Déchets en place, essai de puits
Durmusoglu et al., 2006	10^{-6} - 10^{-4}	Déchets frais
Jain et al., 2006	5.4×10^{-8} - 6.1×10^{-7}	Déchets en place, essai de puits
Capelo et de Castro, 2007	1.7×10^{-6}	Déchets frais
Olivier et Gourc, 2007	10^{-6} - 10^{-4}	Déchets frais
Reddy et al., 2009	10^{-7} - 10^{-4}	Déchets en place extraits
Stoltz, 2009	10^{-6} - 10^{-4}	Déchets frais

Toutefois, pour des déchets fortement compactés, des valeurs inférieures à la gamme précitée peuvent être attendues (Bellenfant, 2001 ; Stoltz, 2009). Au cours de l'exploitation d'une ISDND, la perméabilité aux fluides diminue généralement, même si sa prédiction en fonction de la biodégradation reste largement méconnue (Durmusoglu et al., 2006 ; Reddy et al., 2009).

Quelques valeurs sont également données dans la littérature pour la perméabilité intrinsèque aux gaz : Jain et al. (2005) ont trouvé des valeurs allant de 1.6×10^{-13} à 4.7×10^{-11} m², alors que Stoltz (2009) trouve une gamme allant de 10^{-15} à 10^{-9} m² en fonction de la compression de l'échantillon.

1.1.7. Propriétés de rétention

- Définitions

Les propriétés de rétention d'eau d'un milieu sont liées aux phénomènes de tension superficielle qui coexistent entre le solide, le liquide et l'air (Stoltz, 2009). Pour caractériser les propriétés de rétention d'un milieu, il est d'usage en ingénierie classique d'utiliser la valeur de capacité au champ θ_{cc} (« *field capacity* »), définie plus haut d'un point de vue théorique, qui a l'avantage de permettre de quantifier par un seul nombre une propriété de rétention d'eau, mais l'inconvénient de ne pas être une caractéristique intrinsèque.

En effet, cette notion, varie avec le temps et l'espace, et doit se définir comme la teneur en eau volumique à l'équilibre hydrostatique avec des conditions aux limites données et à un instant donné (Kazimoglu et al., 2005a). Reinhart et Townsend (1997) et Münnich et al. (2003) la définissent comme la succion à une pression capillaire $P_c = 10$ kPa, alors que Benson et Wang (1998) prennent la valeur à $P_c = 33$ kPa. L'applicabilité de ce concept aux déchets reste donc discutable (Capelo et de Castro, 2007), même si les valeurs de capacité au champ données dans la littérature sont généralement comprises entre 0.30 et 0.50 m³/m³ (Korfiatis et al., 1984 ; Zornberg et al., 1999 ; Bendz et al., 1997 ; Reinhart et Townsend, 1997 ; Münnich et al., 2006).

Ainsi, pour caractériser les propriétés de rétention, on utilise plutôt la courbe caractéristique des propriétés de rétention d'un échantillon (« *soil retention curve* ») qui relie la pression capillaire P_c (kPa) à la teneur en eau volumique θ ou au degré de saturation en eau S_l . La pression capillaire est définie par :

$$P_c = P_g - P_l \quad [\text{II-18}]$$

Où les indices précédents, g pour le gaz et l pour le liquide, sont utilisés. Cette pression est strictement positive pour un échantillon non saturé. C'est donc sa représentation en fonction de θ ou S_l qui constitue la courbe de rétention d'un échantillon.

Ici, les travaux sur les propriétés de rétention sont principalement expérimentaux, et on choisira donc de préférence la présentation des graphiques en fonction de θ , car la présentation en fonction de S_l nécessite la bonne connaissance de la porosité totale du milieu, sur laquelle réside une incertitude.

Il existe deux approches pour déterminer la courbe de rétention d'un échantillon, qui nécessite d'augmenter P_c par paliers (Equation II-18) :

- on peut diminuer P_l en appliquant une succion sur une colonne de déchets (Korfiatis et al., 1984 ; Stoltz, 2009), c'est-à-dire en imposant une charge à l'extrémité de la colonne ;
- on peut augmenter P_g puisque, à l'équilibre, en théorie, cette augmentation aura le même effet sur P_c d'après l'Equation II-18 (Münnich et al., 2003 ; Zardava et al., 2009).

La première méthode, forme de « soutirage de l'humidité par mise en dépression du milieu », est physiquement plus satisfaisante, car elle recrée des conditions sans doute plus proches du réel que le fait d'augmenter une pression de gaz pour « chasser le liquide ». La seconde méthode, dite tensiométrique, d'augmentation de la pression de gaz permet d'atteindre des valeurs de P_c plus élevées, car souvent les dispositifs expérimentaux ne permettent pas de descendre en deçà de $P_l = -10$ kPa, à quoi s'ajoute de plus la valeur limite $P_l = -100$ kPa qui marque le début de la cavitation.

Alors que Stoltz (2009) et Nousheen-Arif (2010) ont étudié la première possibilité dans la cellule oedoperméamètre au LTHE, nous étudierons ici la seconde possibilité dans des cellules d'extraction d'humidité par plaques poreuses « Extractors », disponibles dans le commerce, et présentées plus loin (§ II-2.2.2.).

• Exemples types de courbes de rétention relevées dans la littérature

Quelques travaux portant sur la détermination des courbes de rétention ont été réalisés depuis les années 1980. Ces différents travaux ont été repris par Zardava et al. (2009), la Figure II-8 en permet une comparaison visuelle. Tous les travaux, qui ont porté sur des déchets différents et à différentes masses volumiques, ont donné des courbes de rétention intermédiaires entre le sable fin et l'argile (courbes enveloppes). L'hystérésis de la courbe de rétention n'a pas été étudiée à notre connaissance pour le moment sur le matériau déchet.

Les déchets ont des porosités bien plus importantes que le sable et, généralement, que l'argile. Les conditions d'essais, et notamment les matériaux, sont assez différents selon les auteurs. Cependant, d'une manière générale,

- les matériaux peu denses ont des courbes de rétention assez étalées : de la même façon qu'un sable grossier, la teneur en eau de ces matériaux diminue très rapidement déjà à des faibles pressions capillaires ;
- il semble y avoir un effet de la masse volumique sur les courbes de rétention, comme le montrent les essais de Korfiatis et al. (1984) et Benson et Wang (1998) ($\rho_d = 0.61-0.62 \text{ kg/L}$) ou dans une moindre mesure ceux de Kazimoglu et al. (2005) et Stoltz et Gourc (2007) ($\rho_d = 0.54-0.56 \text{ kg/L}$).
- la nature des déchets pourrait cependant également jouer, car, sur la Figure II-8, on note un comportement bien distinct pour les essais de Münnich et al. (2003) sur déchets prétraités, qui semblent avoir un comportement plus proche des sols fins.

On peut noter que peu d'essais ont été réalisés à des fortes pressions capillaires ($P_c > 100 \text{ kPa}$), souvent en raison du dispositif étudié (colonne de déchets avec diminution de P_l en appliquant une succion). Notre étude sur cellules extractrices d'humidité permettra d'atteindre des valeurs plus élevées de pression capillaire, et donc d'améliorer la connaissance des propriétés de rétention. Une étude des courbes de rétention d'un même déchet frais et dégradé sera proposée (§ II-3.2.).

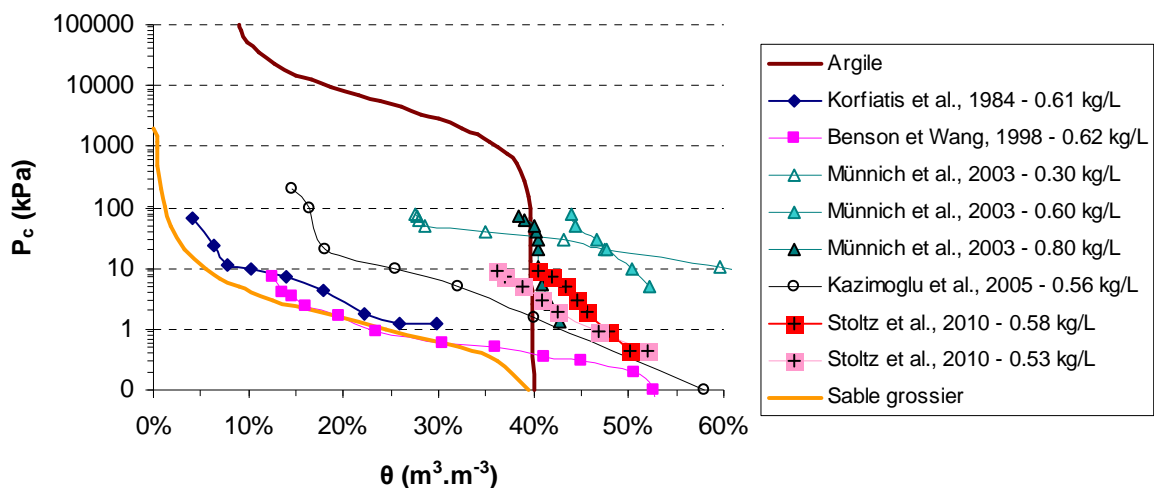


Figure II-8 : courbes de rétention de déchets à différentes densités relevées dans la littérature, adapté d'après Zardava et al. (2009).

1.2. Propriétés physico-chimiques

1.2.1. Caractérisation de la phase solide

- Principaux constituants chimiques – formule chimique

D'après les campagnes de caractérisation de déchets, notamment MODECOM™ en France, les principaux composants de déchets sont les putrescibles, les papiers et cartons, les complexes, les textiles, les textiles sanitaires, les plastiques, le verre, les métaux, et divers inclassables (Tableau II-1). Connaissant les compositions chimiques de ces matériaux, il est possible de dégager les principaux constituants chimiques majeurs des OM (Tchobanoglous et al., 1993 ; Rouez, 2008). L'enquête MODECOM™ donne pour la France (Ademe, 1993) :

- carbone : 33.4% de la masse ou matière sèche (MS) ;
- hydrogène : 4.4% MS ;
- chlore : 1.4% MS ;
- azote : 0.73% MS ;
- soufre : 0.28% MS.

Il s'agit là surtout des constituants principaux de la matière organique, mais aussi des constituants de certains plastiques (chlore), et d'éléments métaux en quantité moindre (inférieure à 0.1% : cuivre, zinc, plomb, manganèse, chrome...). Tout comme pour les effluents liquides, les rapports entre différents éléments peuvent permettre de caractériser la biodégradabilité du substrat, et un rapport C/N/P optimal serait de l'ordre de 100/5/1 (Gourdon, 2001).

De nombreux auteurs font appel à des formules chimiques approchées empiriques pour essayer de quantifier de façon stoechiométrique les réactions de biodégradation (Cossu et al., 1996 ; Haarstad, 1997 ; Durmusoglu et al., 2005 ; Chenu, 2007 ; Themelis et Ulloa, 2007). Ces formules ne prennent généralement en compte que la matière organique solide dégradable, ou, pour certaines, assimilent le déchet à un composé organique de base comme le glucose.

La formule chimique empirique suivante a été considérée pour la partie organique des déchets par certains auteurs (Durmusoglu et al., 2005) :

$$C_{99}H_{149}O_{59}N \quad [II-19]$$

D'autres auteurs (Themelis et Ulloa, 2007) considèrent une formule séparée pour les putrescibles ($C_6H_{9.6}O_{3.5}N_{0.28}S_{0.2}$) et une autre pour les papiers-cartons ($C_6H_{9.6}O_{4.6}N_{0.036}S_{0.01}$). Quoi qu'il en soit, ces différentes formules chimiques sont des approximations qui servent principalement à estimer les productions de biogaz, mais d'autres indicateurs de la composition des déchets selon la nature de leur matière sont utilisés plus fréquemment.

- Indicateurs physico-chimiques

On exprime généralement les indicateurs biochimiques en fraction de la matière sèche (MS) du déchet. La teneur en MS (kg/kg) est définie par :

$$MS = \frac{M_d}{M_t} \quad [II-20]$$

Elle est déterminée expérimentalement par séchage à l'étuve. D'après l'Equation II-5, on a de plus :

$$w' = 1 - MS \quad [II-21]$$

w' étant d'ailleurs souvent appelé taux d'humidité pour les applications biochimiques.

La matière sèche est constituée de matière organique (MO) et de matière minérale (MM). La MO constitue généralement 50 à 70% de la MS (Aguilar-Juarez, 2000). La MO est souvent assimilée à la matière volatile (MV), déterminée, après séchage normalisé, par calcination à hautes températures (500°C pendant 4 heures) (Gachet, 2005 ; Rouez, 2008). A cette température, la totalité de la MO est considérée oxydée et le résidu de l'oxydation est assimilé à la MM.

La MO contient de la matière organique oxydable (MOO) et de la matière inerte (MI). La MOO est déterminée par des réactions d'oxydation chimique (Gachet, 2005). De ces réactions, on peut également tirer la MI qui correspond au résidu de l'oxydation chimique.

De nombreux autres indicateurs biochimiques de la matière peuvent être définis. En particulier, l'analyse chimique des principaux éléments est souvent pratiquée. Nous n'évoquerons ici que l'analyse concernant le carbone. Pour cet élément, on définit le carbone total (CT) qui se décompose en carbone organique total (COT) et en carbone inorganique total (CIT). L'évaluation de la biodégradabilité et du potentiel méthanogène seront présentés ultérieurement (§ II-1.3.2.).

1.2.2. Caractérisation de la phase liquide

- Principaux constituants chimiques

La phase liquide contenue dans les déchets est constituée des lixiviats, liquides qui ont migré à travers un massif de déchets et qui contiennent des substances solubles, en suspension et dissoutes provenant de matériaux issus des déchets (Camobreco et al., 1999). Les lixiviats sont une solution aqueuse contenant quatre polluants majeurs (Kjeldsen et al., 2002) :

- des substances organiques dissoutes, quantifiées notamment par la demande chimique en oxygène* (DCO) ;
- des macro composés inorganiques composés d'ions majeurs ;
- des métaux lourds comme le zinc, le plomb, le cadmium, le nickel ;
- des composés organiques xénobiotiques qui peuvent être notamment des hydrocarbures, des phénols, des pesticides.

Les lixiviats sont composés à plus de 99% d'eau, c'est pourquoi dans la plupart des travaux sur les déchets, la phase liquide (notée *l*) est assimilée à de l'eau (notée *w*). Parmi les éléments les plus présents, outre l'hydrogène et l'oxygène de l'eau, on trouve assez logiquement les mêmes éléments que dans la phase solide : carbone, hydrogène, azote, chlore, métaux principalement.

- Indicateurs physico-chimiques

L'analyse des lixiviats se base sur un grand nombre de paramètres. Nous n'évoquerons ici que les plus pertinents dans le cadre de ce travail :

- potentiel hydrogène – pH (adimensionnel) : ce paramètre est généralement proche de la neutralité, mais il donne une indication sur la biodégradation ;
- conductivité électrique (mS/cm) : généralement très élevée, elle donne une indication sur la lixiviation des matériaux constitutifs du déchet. Elle peut poser des problèmes pour certaines mesures électriques ou géophysiques dans les déchets (§ III-1.1.) ;
- la demande chimique en oxygène (DCO en g/L O₂) et la demande biochimique en oxygène (DBO ou DBO₅ lorsqu'elle est évaluée à 5 jours, en g/L O₂) sont des indicateurs importants pour quantifier le risque de pollution pour l'environnement, le rapport DBO sur DCO est quant à lui un bon indicateur de la biodégradabilité ;
- certaines concentrations en ions majeurs comme NH₄⁺, Cl⁻, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻ (mg/L) permettent de caractériser un risque spécifique de pollution ou d'inhibition de la biodégradation, voire un risque de colmatage des drains de lixiviats (François et al., 2006).

Tableau II-9 : valeurs de quelques paramètres physico-chimiques de lixiviats relevées dans la littérature.

Auteurs	pH (-)	Conductivité (mS/cm)	DCO (g/L O ₂)
El-Fadel et al., 1997	1.5-9.5	0.5-72.5	0-89.5
Kjeldsen et al., 2002	6.1-8.0	2.5-35.0	0.1-152.0
François et al., 2006	7.2-8.0	-	0.1-7.0
François et al., 2007	5.5-8.0	-	0.1-60.0
Jun et al., 2007	6.7	10.6	2.3
Olivier et Gourc, 2007	7.5-8.5	7.0-25.0	-
Zhang et al., 2008	7.4-7.8	-	1.2-1.6
Zhao et al., 2008	5.9	24.0-30.0	20.0-30.0

D'autres paramètres, comme la température, le potentiel d'oxydo-réduction, l'absorbance aux ultra-violets, sont également fréquemment mesurés. En outre, on mesure souvent la quantité de matières en suspension (MES), qui donne une idée globale de la pollution du lixiviat, tous composés confondus.

- Valeurs types relevées dans la littérature

Le Tableau II-9 donne quelques valeurs de pH, de conductivité et de DCO relevées dans la littérature. Les valeurs varient assez fortement d'un auteur à l'autre, les très larges gammes données par El-Fadel et al. (1997) et Kjeldsen et al. (2002) proviennent d'une étude de nombreuses références et non de mesures directes par les auteurs.

1.2.3. Caractérisation de la phase gazeuse

- Principaux constituants chimiques

Le biogaz produit par les déchets est composé majoritairement par du méthane CH₄, du dioxyde de carbone CO₂, d'eau sous forme de vapeur et de composés en traces (Arigala et al. 1995 ; Reinhart et Townsend, 1997 ; Lo et al., 2010). Durant la phase majoritaire de biodégradation, la méthanogénèse (§ II-1.3.1.), les proportions respectives de CH₄ et CO₂ sont d'environ 60% et 40%. Ces valeurs peuvent parfois être inférieures sur site, avec une teneur en méthane plutôt proche de 50% et une présence de diazote N₂, voire de dioxygène O₂, d'hydrogène sulfuré H₂S et de composés organiques volatils (COV) (Themelis et Ulloa, 2007).

La teneur en COV du biogaz de certains essais réalisés au LTHE sur les cellules CICLADE a été entreprise en 2008 et est présentée en Figure II-9. Il apparaît une forte variabilité en fonction de l'état de dégradation, et des quantités traces non négligeables, mais comparables à l'atmosphère que l'on peut rencontrer en milieu urbain (Manoukian, 2009).

Mis à part le méthane et le dioxyde de carbone, les autres éléments gazeux sont indésirables de par leur nature dangereuse pour l'environnement ou les installations de traitement du biogaz. Le biogaz contient également de l'eau sous forme de vapeur, il est généralement saturé. Les quantités en jeu sont toutefois limitées compte tenu de la courbe de rosée de l'air saturé : même à une température de 50°C, le biogaz saturé ne contiendra qu'environ 98 mL d'eau pour 1 m³ de gaz (Bellenfant, 2001).

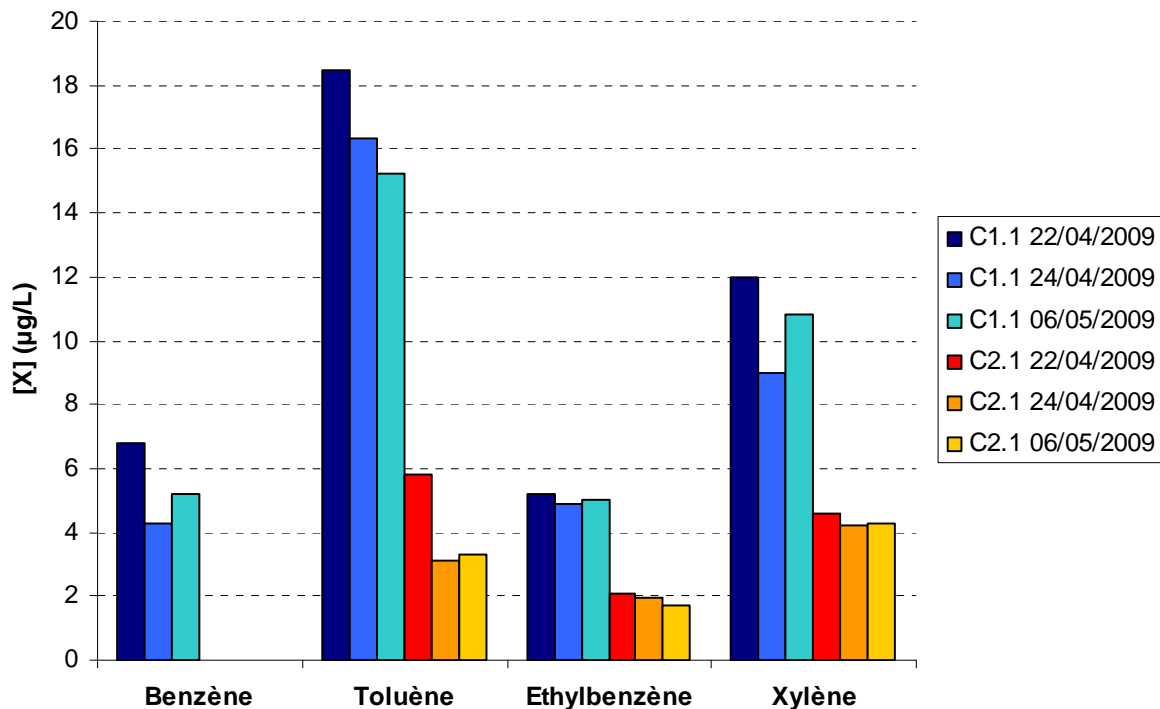


Figure II-9 : teneurs en quelques COV du biogaz d'essais au LTHE (Manoukian, 2009).

- *Indicateurs physico-chimiques*

L'analyse du biogaz se limite souvent aux composés majeurs que sont le CH_4 , le CO_2 , O_2 et N_2 . Ces éléments majeurs apparaissent généralement suffisants pour donner une idée de l'état de dégradation des déchets et améliorer le pilotage de l'installation. La sécurité des installations requiert un suivi particulier de l'hydrogène sulfuré, qui est nocif à forte dose, et du méthane, qui est un gaz explosif avec une limite d'explosivité de 15% en volume (Ritzkowski et Stegmann, 2007). L'étude des COV paraît toutefois également pertinente (El-Fadel et al., 1997 ; Manoukian, 2008). La plupart de ces analyses sont faites par chromatographie gazeuse.

1.3. L'évolution des propriétés avec la biodégradation

1.3.1. Les phénomènes et les phases de la biodégradation

- *Mécanismes principaux de la biodégradation*

Le terme « biodégradation » désigne la transformation par des micro-organismes de la matière organique présente dans les déchets en composés minéraux et gazeux. Les réactions de biodégradation dans les déchets sont complexes, avec deux principales voies de biodégradation : les mécanismes aérobies en présence d'oxygène, et les mécanismes anaérobies en son absence.

La plupart des réactions biochimiques de dégradation du déchet ont lieu au niveau de biofilms bactériens. Les biofilms désignent une accumulation de bactéries adsorbées sur un substrat solide, non uniforme dans le temps et dans l'espace, ils se composent d'eau, de matériaux cellulaires et extra-cellulaires d'origine microbienne (Chenu, 2007). L'assimilation des substrats organiques n'est possible que si ceux-ci peuvent pénétrer à l'intérieur des cellules (RECORD, 2002). Ainsi, l'hydrolyse, ou la solubilisation d'un substrat solide en phase aqueuse, précède les principales phases de biodégradation (Aguilar-Juarez, 2000 ; voir Figure II-10).

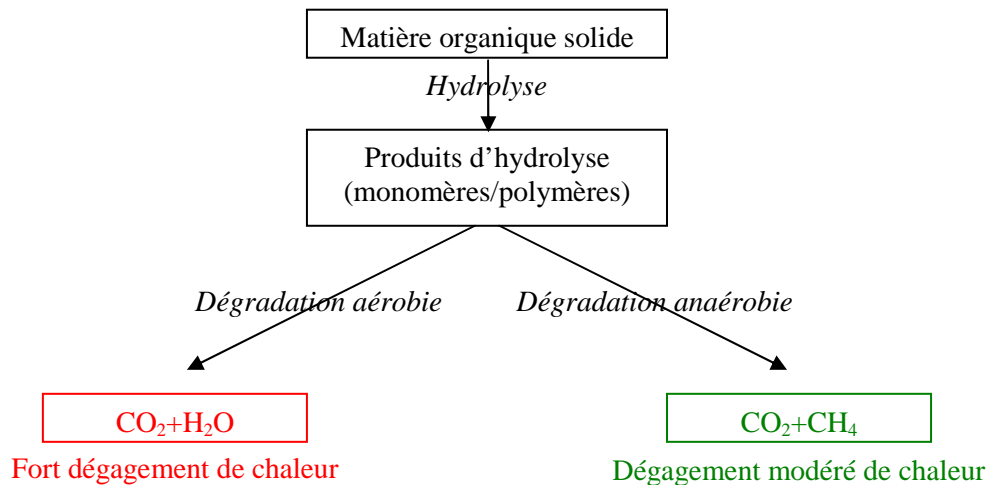


Figure II-10 : mécanismes principaux de la biodégradation (Aguilar-Juarez, 2000).

On distingue généralement quatre (Reinhart et Townsend, 1997 ; Yuen, 1999 ; RECORD, 2002 ; Themelis et al., 2007) ou cinq étapes dans la biodégradation des déchets (Augenstein et Pacey, 1991 ; Tchobanoglous et al., 1993 ; Aguilar-Juarez, 2000 ; Aran, 2001 ; Gachet, 2005 ; Olivier et Gourc, 2007 ; Rouez, 2008). Nous retiendrons ici les cinq phases suivantes :

- *la phase aérobie (I)* : initialement, une certaine quantité d'air est présente au sein du déchet qui vient d'être mis en place. L'oxygène présent est consommé par les micro-organismes aérobies stricts ou facultatifs qui oxydent la matière organique la plus facilement biodégradable en générant principalement du CO₂ (Rouez, 2008). Ces réactions donnent lieu à un dégagement important de chaleur (Figure II-10). Cette phase est parfois aussi appelée « hydrolyse aérobie » ;
- *la phase d'acidogénèse (II)* : cette phase marque le passage d'un environnement aérobie à un environnement anaérobie (Reinhart et Townsend, 1997). Certains auteurs la nomment ainsi également « phase de transition ». Cette phase voit le développement d'une flore bactérienne anaérobie facultative qui entraîne une production importante d'hydrogène, d'ammoniaque, d'eau, de dioxyde de carbone et d'acides gras volatils (AGV) (Gachet, 2005) ;
- *la phase d'acétogénèse (III)* : lors de cette phase, l'activité microbienne démarrée en phase II est à son maximum (Rouez, 2008). Selon les auteurs, cette phase est parfois appelée « phase acide » (Tchobanoglous et al., 1993 ; Reinhart et Townsend, 1997), même si cette phase s'accompagne d'une remontée significative du pH (Olivier et Gourc, 2007). Cette remontée s'explique par le développement de bactéries anaérobies strictes qui rééquilibrent les concentrations en AGV et CO₂ (Rouez, 2008) ;
- *la phase de méthanogénèse (IV)* : cette phase, plus stable et plus longue que les précédentes, est surtout caractérisée par une forte production de méthane. Le biogaz est alors majoritairement composé de méthane et de dioxyde de carbone dans les proportions 60%-40% (Arigala et al., 1995 ; Reinhart et Townsend, 1997). Le pH du lixiviat est légèrement supérieur à la neutralité (Kjeldsen et al., 2002). Cette phase est de loin la plus productrice de biogaz ;
- *la phase de stabilisation ou de maturation (V)* : cette phase, relativement peu documentée par des expériences ou des observations sur site (Rouez, 2008), marque la fin des processus de méthanogénèse, avec la diminution de la production de biogaz et la formation de molécules stables (Gachet, 2005). Les molécules récalcitrantes à la biodégradation subissent une biotransformation en acides fulviques et humiques, ou humification (Reinhart et Townsend, 1997). Ces molécules sont très résistantes à la biodégradation (Tchobanoglous et al., 1993).

Ces cinq phases de la biodégradation (I-II-III-IV-V) sont à bien distinguer des étapes de la vie d'une alvéole d'ISDND (1-2-3a-3b-4) discutées au § I-2.1.2. On peut toutefois proposer les correspondances suivantes, en se plaçant à l'échelle d'une alvéole :

- phase exploitation au sens propre (1) correspondant à la phase aérobie (I), qui dure quelques jours par couche de déchets déposée ;
- phase de post-exploitation primaire (2) englobant l'acidogénèse et l'acétogénèse (II et III) ;
- phases de post-exploitation secondaire (3a et 3b) correspondant à la méthanogénèse (IV) ;
- phase de veille (4) correspondant à la phase de maturation – stabilisation (V) : une ISDND arrivée en phase V satisferait aux critères d'éco-compatibilité, qui restent largement à discuter.

Le Tableau II-10 propose des durées pour les différentes phases de la biodégradation sur des sites réels en s'appuyant sur ces correspondances. Il est à noter que la durée de ces phases est bien plus courte pour des pilotes de laboratoire (Olivier et Gourc, 2007).

Tableau II-10 : durées proposées par deux publications pour la durée des phases de biodégradation sur des alvéoles d'ISDND conventionnelles.

Phase	Augenstein et Pacey, 1991	Staub et al., 2009
I	< 7 jours	7 jours
II	1-6 mois	~3 mois
III	3-36 mois	~2 ans
IV	8-40 ans	~10-30 ans
V	1-40 ans	?

• Indicateurs biochimiques de la biodégradation : composition du biogaz et des lixiviats

Les compositions du biogaz et des lixiviats pendant la biodégradation sont, comme nous l'avons déjà abordé, variables au cours des différentes phases de la biodégradation. Elles constituent un premier indicateur très net de la biodégradation. La Figure II-11 reprend l'évolution de quelques éléments majeurs durant la biodégradation.

Durant la phase aérobie (I), on constate la présence d'oxygène de l'air. La composition du biogaz reste assez proche de celle de l'air en raison d'une dilution par celui-ci, mais les processus engendrent déjà une légère acidification des lixiviats et une augmentation de la DCO (Rouez, 2008).

L'acidification des lixiviats se poursuit en phase acidogène (II) en raison notamment de la formation d'AGV (Rouez, 2008). Le pH peut descendre jusqu'à 4 (Reinhart et Townsend, 1997 ; Kjeldsen et al., 2002). Cette phase occasionne aussi une production d'hydrogène H₂ (Figure II-11). Le biogaz est composé par jusqu'à 90% de CO₂ (Olivier et Gourc, 2007).

Durant l'acétogénèse (III), la proportion de CH₄ dans le biogaz commence à augmenter pour dépasser la proportion de CO₂ en toute fin de phase. On note durant cette phase de fortes concentrations en métaux solubilisés dans les lixiviats (Tchobanoglous et al., 1993), mais le pH redevient voisin de la neutralité en fin de phase.

La méthanogénèse (IV) est une phase stable avec une qualité du biogaz qui demeure à environ 60% de CH₄ et 40% de CO₂. Le pH des lixiviats se stabilise à un niveau légèrement supérieur à la neutralité et la DCO continue de diminuer et descend jusqu'à 500 mg/L O₂ (Reinhart et Townsend, 1997). Les AGV disparaissent progressivement.

Enfin, durant la phase de maturation – stabilisation finale (V), on retrouve en théorie progressivement la composition de l'air ambiant, et les polluants des lixiviats finissent par descendre au-dessous des seuils de pollution.

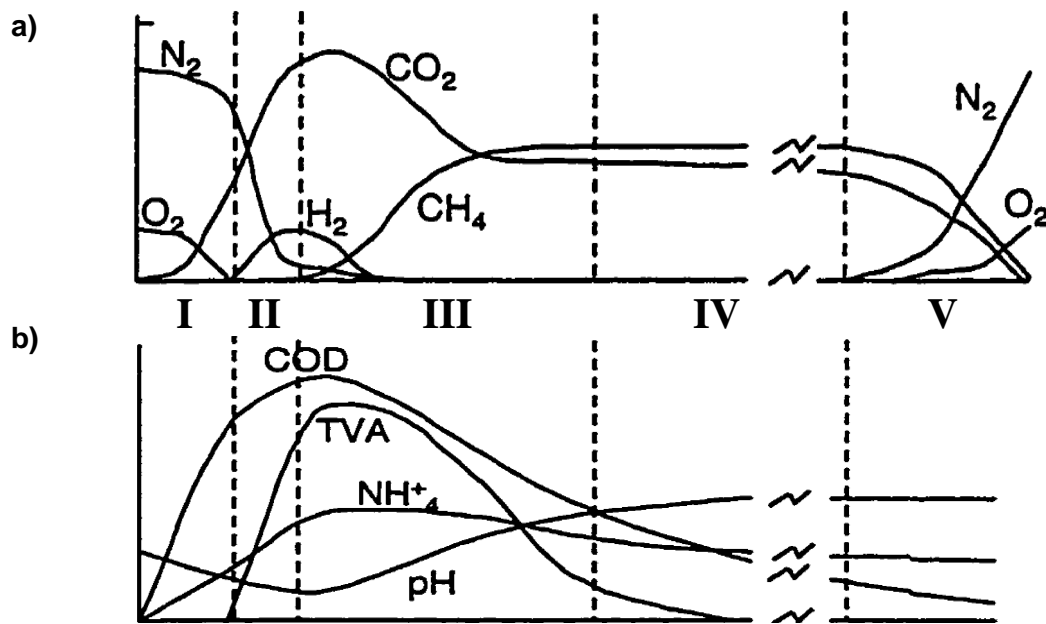


Figure II-11 : phases de la biodégradation et composition du biogaz (a) et des lixiviats (b) (Yuen, 1999). « COD » désigne ici la DCO et « TVA » les AGV.

• *Indicateurs thermiques de la biodégradation*

Les réactions de biodégradation au sein du massif de déchets sont généralement exothermiques. Les réactions aérobies produisent une grande quantité d'énergie thermique (460 kJ par mole d'oxygène consommé) alors que les réactions anaérobies en produisent nettement moins (40 kJ à 250 kJ par mole de méthane formé) (Bellenfant, 2001).

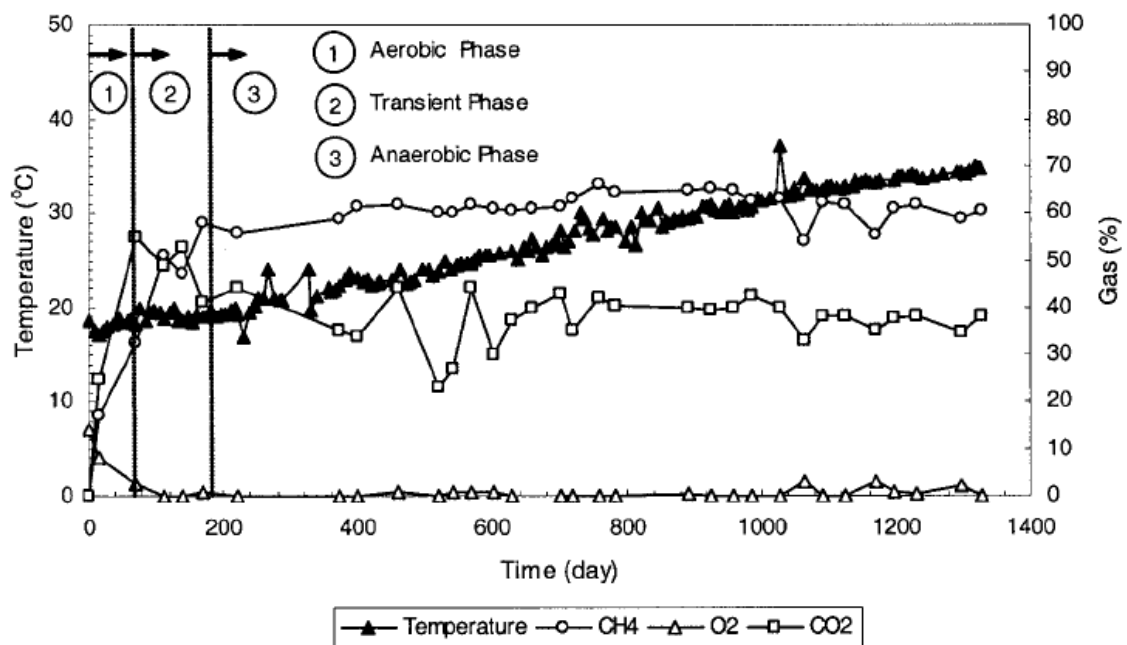


Figure II-12 : température et composition du gaz pour une ISDND aux Etats-Unis suivie pendant 4 ans à une profondeur « suffisante » pour que l'influence saisonnière ne soit pas détectée (Yeşiller et al., 2005).

La température du massif de déchets peut s'élever considérablement dès la mise en place du déchet, même si les températures extérieures sont faibles (Zhao et al., 2008). En fin de remplissage, la température d'un casier peut monter jusqu'à 40 à 70°C (Aguilar-Juarez, 2000). A long terme, la température des déchets serait comprise entre 20 et 60°C dans les ISDND conventionnelles (Zornberg et al., 1999 ; Yeşiller et al., 2005). La Figure II-12 montre le suivi réalisé aux Etats-Unis d'un casier durant 4 ans en terme de température et de composition majeure du biogaz.

La distribution de la température à l'intérieur de l'ISDND n'est pas homogène puisque les déchets sont eux-mêmes très hétérogènes, donc leurs propriétés thermiques le sont également, mais la distribution de l'eau, de l'oxygène (dans les premiers décimètres à mètres de sol au maximum) et l'état de biodégradation des déchets jouent fortement (Aguilar-Juarez, 2000).

- Autres indicateurs de la biodégradation

La biodégradation peut être suivie par d'autres indicateurs, notamment biochimiques et mécaniques :

- l'étude de la *biodégradabilité* et de son évolution au cours de la biodégradation peut être réalisée en utilisant différents tests normalisés pour évaluer la biodégradation potentielle. Le plus utilisé est sans doute le test de potentiel biométhane (BMP), qui permet de déterminer la production maximale d'un substrat dans des conditions biochimiques favorables (RECORD, 2002). L'évaluation de ce potentiel de production sera discutée au § II-1.3.2. ;
- d'autres bons indicateurs *biochimiques* sont la perte en MO du déchet et sa teneur en lignine, cellulose et hémi-cellulose (RECORD, 2002 ; Berthe, 2006 ; François et al., 2006). En particulier, il a été montré que le rapport lignine sur cellulose et hémi-cellulose permettait de suivre l'état de biodégradation (François et al., 2006 ; Hossain et Gabr, 2009). D'une manière générale, la caractérisation composant par composant permet aussi de quantifier la biodégradation en apportant une information sur la part restante de putrescibles, papiers, cartons, même si cette caractérisation n'est pas évidente (Berthe, 2006) ;
- plusieurs indicateurs *mécaniques* sont aussi pertinents pour le suivi de la biodégradation : d'une part la granulométrie, qui diminue au cours de la dégradation (Olivier, 2003), et d'autre part les tassements du massif de déchets qui sont en partie causés par la biodégradation et la perte de masse qui en résulte (Bjarngard et Edgers, 1990 ; Dixon et Jones, 2005 ; Machado et al., 2008 ; Hettiarachchi et al., 2009). L'étude des tassements permet ainsi de qualifier la stabilité bio-mécanique de l'ensemble (Gourc et al., 2010).

Les indicateurs sur la qualité et la quantité du biogaz, des lixiviats ou sur le suivi des tassements, peuvent être qualifiés d'indicateurs « externes » car ils ne nécessitent pas de chercher une information au cœur du déchet par l'enfouissement de capteurs ou campagne de forages. Les indicateurs biochimiques ou mécaniques directement sur la matrice déchets sont en ce sens plus coûteux puisqu'il s'agit d'indicateurs « internes » et « destructifs ». C'est toutefois une bonne combinaison de ces indicateurs entre eux et avec d'autres indicateurs ou techniques indirectes qui permet au mieux de caractériser le milieu. Ceci est notamment justifié par l'interdépendance des différents facteurs.

La présente étude reviendra notamment sur les tassements comme indicateurs de la biodégradation au § V-1., mais nous allons aborder en premier lieu la modélisation de la production de biogaz, qui est l'une des méthodes les plus utilisées par les opérateurs pour suivre l'état de dégradation des ISDND, avec les analyses ponctuelles ou continue des autres paramètres.

1.3.2. Modélisation et prédiction de la production de biogaz

- Principes de modélisation

La modélisation de la production de biogaz permet une meilleure gestion des sites car elle facilite l'anticipation des volumes de biogaz à traiter et permet de définir une stratégie d'exploitation. C'est généralement sur la modélisation, même relativement élémentaire, de la production de biogaz que se

basent les calculs de dimensionnement des installations. Comme pour la plupart des phénomènes modélisés, on peut distinguer différents types de modèles pour estimer la production de biogaz (Cossu et al., 1996) :

- des modèles empiriques de type « boîte noire », calés à partir de valeurs observées ;
- des modèles déterministes, basés sur des équations et des lois de comportement biochimiques ;
- des modèles de type « boîte grise » qui sont un mélange des deux précédents.

La plupart des modèles utilisés pour la production de biogaz des ISDND sont de type « boîte grise » dans la mesure où ils sont basés sur des concepts de cinétique chimique, mais avec certains paramètres directement calés à partir de valeurs observées (Rouez, 2008). Ils nécessitent deux types de paramètres :

- des paramètres liés à la cinétique de production : ordre de la cinétique, constantes de cinétique ;
- des paramètres liés au potentiel de dégradation du déchet, i.e. la quantité finale totale de biogaz susceptible d'être produite par un déchet type à un temps infini.

Ces deux types de paramètres sont propres à chaque modèle et seront discutés plus loin. Nous nous restreindrons toutefois à deux modèles fréquemment utilisés pour cette étude, les modèles de la Solid Waste Association of North America (SWANA) et de l'Environmental Protection Agency (EPA) américaine. Tous deux sont des modèles basés sur des cinétiques chimiques de premier ordre. La plupart des modèles utilisés par les industriels se basent sur ces deux modèles, en y adjoignant des conditions particulières en fonction du substrat ou une expression différente pour la phase de latence.

Il faut aussi rappeler que les modèles décrits ci-après prédisent la production de CH_4 et non de biogaz. En effet, il n'existe pas à notre connaissance de modèle prenant en compte explicitement les différentes phases de la biodégradation, et donc la production de biogaz de la phase I jusqu'à la phase V de la biodégradation, et ce parce que la finalité des modèles est d'optimiser l'exploitation du méthane valorisable. La plupart des auteurs évaluent la production de biogaz en multipliant les volumes de méthane produits par deux, se basant sur une hypothèse simple de 50% de CH_4 et de 50% de CO_2 (EPA, 2005 ; Rouez, 2008).

Cette hypothèse paraît contestable, car la plupart du temps, ces mêmes auteurs parlent d'une composition du biogaz à 60% de CH_4 et 40% de CO_2 durant la méthanogénèse (IV). Le fait de prendre un rapport de 50%-50% permet donc de minorer la production de méthane (proportionnellement plus faible dans les phases I, II et III), et ainsi de « corriger » l'erreur faite en assimilant toutes les phases de la biodégradation (I-V) à celle de la méthanogénèse (IV). Au niveau du bilan global, cette correction semble raisonnable car plus de 90% des gaz générés durant l'intégralité de la vie d'une ISDND sont du méthane et du dioxyde de carbone (El-Fadel et al., 1997).

Bien que la méthanogénèse soit la phase la plus longue, cette assimilation peut poser problème puisque la production de biogaz commence avant la méthanogénèse. Dans ce cas, une phase de latence, avec peu ou pas de production de biogaz, est rajoutée (Augenstein et Pacey, 1991 ; Faour et al., 2007). Nous allons maintenant présenter deux modèles pour estimer la production de biogaz de manière quantitative.

• Le modèle EPA

Malgré une expression très simple, ce modèle reste la référence mondiale pour la prédiction de la production de biogaz. Il a été développé par l'agence américaine de protection de l'environnement (United States EPA) et est souvent nommé LandGEM (Landfill Gas Emissions Model). Il s'agit d'un modèle global de premier ordre dont l'expression est la suivante pour tout temps t à partir du démarrage de la méthanogénèse $t > t_{0B}$ (EPA, 2005) :

$$Y_b(t) = BP \cdot k \cdot e^{-k \cdot (t - t_{0B})} \quad [\text{II-22}]$$

Où $Y_b(t)$ est la production instantanée de biogaz (« *biogas yield* »), BP est le potentiel de production de biogaz et k est la constante de biodégradation. La production de biogaz est nulle pour tout $t < t_{0B}$. Avec ce modèle simple, la production de biogaz est à son maximum au tout début de la biodégradation, puis diminue exponentiellement avec le temps (Figure II-13). Les flux cumulés de biogaz (intégrale de l'Equation II-22) seront notés $Q_b(t)$.

- Le modèle SWANA

Le modèle développé par SWANA reste une cinétique de premier ordre et constitue en quelque sorte une adaptation du modèle EPA. Ce modèle adjoint en effet une phase de latence. Son expression est la suivante pour $t > t'_{0B}$ (Cossu et al., 1996) :

$$Y_b(t) = BP \cdot k' \cdot e^{-k' \cdot (t - t'_{0B})} \cdot \frac{k' + s'}{s'} \cdot \left(1 - e^{-s' \cdot (t - t'_{0B})}\right) \quad [\text{II-23}]$$

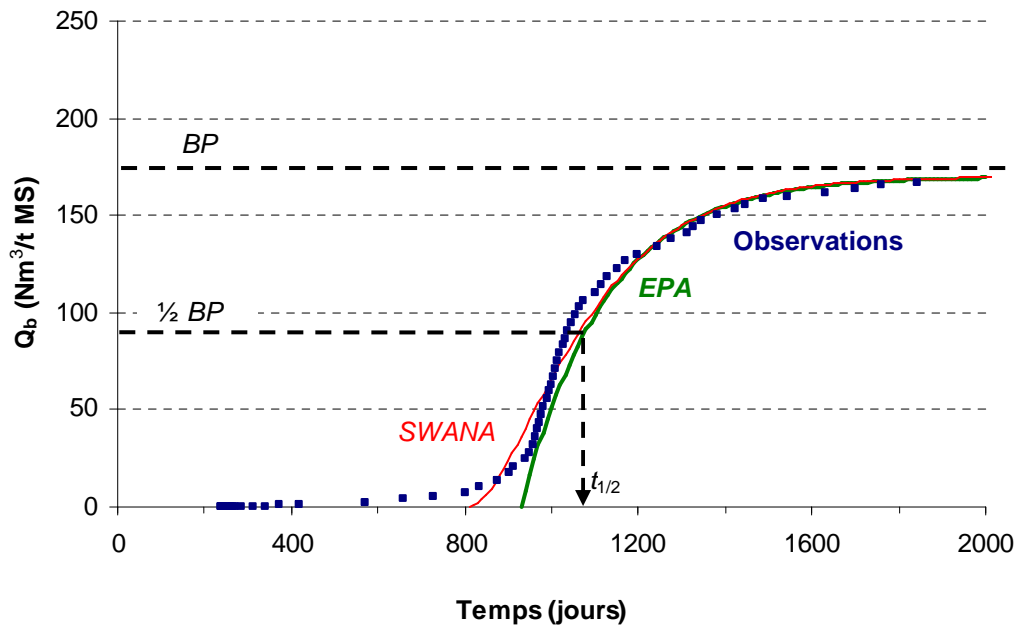


Figure II-13 : comparaison des modèles EPA et SWANA pour les volumes cumulés sur un exemple type.

Où s' est une constante de forme de la courbe, et les autres paramètres ont la même signification que pour le modèle EPA¹⁶. Pour ce modèle, la production maximale de biogaz est atteinte à un temps strictement supérieur à t'_{0B} , qui dépend du choix du paramètre s' (Figure II-13). Lorsque ce paramètre est très grand ($s' \rightarrow +\infty$), le modèle SWANA tend vers le modèle EPA.

- Potentiel de production de biogaz

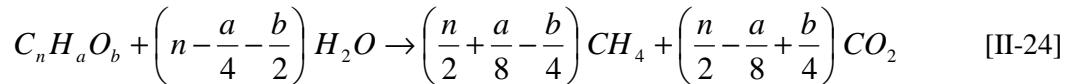
Pour les deux modèles précédents, la question du potentiel de production de biogaz, BP , se pose. Une erreur sur le potentiel de biodégradation peut conduire à une très mauvaise estimation de la production de biogaz sur la totalité de la durée de vie de l'ISDND. Comme indiqué précédemment, la valeur de BP (qui concerne la totalité du biogaz produit) est souvent calculée à partir de la production de méthane durant la méthanogénèse. Cette valeur est souvent appelée BMP (potentiel biométhane).

Le potentiel de production de biogaz (ou de méthane) peut être évalué (El-Fadel et al., 1997) :

¹⁶ Pour le modèle SWANA, une notation avec le signe ' est utilisée pour différencier les paramètres de ceux du modèle EPA.

- de façon *théorique*, en utilisant une approche *stoechiométrique* ou une approche de *biodégradabilité*. La première se base sur une étude stoechiométrique d'une équation supposée représenter la biodégradation, elle est largement répandue, mais le potentiel qui en résulte est souvent considéré comme une borne supérieure du potentiel exprimable, et surestime souvent les volumes observés. La seconde approche considère des cinétiques et des potentiels différents pour chaque composant et les intègre pour donner une valeur globale ;
- de façon *expérimentale*, par des mesures de potentiel dans des réacteurs dédiés. Celles-ci sont généralement réalisées en conditions contrôlées et optimales, avec ajout d'inoculum, et le cumul de production de méthane permet de déterminer le BMP (Cresson, 2008).

Ainsi, pour illustrer la détermination théorique du potentiel de production de biogaz, on se base généralement sur l'équation suivante (Haarstad, 1997) :



En simplifiant cette relation sans apport d'eau, et en supposant une dégradation complète du composé organique $C_n H_a O_b$, on obtient un volume total stoechiométrique de 746 m³ de biogaz par tonne de ce composé organique (Thomas, 2000). Cette valeur doit être considérée comme un maximum théorique. D'autres déclinaisons de la méthode théorique pour estimer le potentiel de production existent, mais elles ont en commun de donner des estimations systématiquement supérieures aux valeurs déterminées expérimentalement (voir El-Fadel et al., 1997 et EPA, 2005 dans le Tableau II-11). L'approche théorique basée sur la biodégradabilité est toutefois plus proche des valeurs de sites (EPA, 2005).

De leur côté, les tests biologiques expérimentaux d'évaluation du potentiel de production de biogaz sont assez nombreux et varient selon les pays et les standards (Berthe, 2006). Dans certains pays qui pratiquent la méthode du prétraitement (PTMB), ils sont utilisés pour définir une biodégradabilité maximale de déchets pour leur acceptation en ISDND. En France, une démarche est en cours de normalisation sur le protocole de détermination du *BMP*. Une revue plus complète des différents tests de biodégradabilité pourra être trouvée par exemple dans RECORD (2002).

Le Tableau II-11 donne quelques valeurs expérimentales de potentiels de biodégradation relevées dans la littérature (sauf pour la référence El-Fadel et al., où il s'agit de valeurs stoechiométriques). Les valeurs sont assez dispersées, avec une moyenne autour de 200 Nm³ de biogaz par tonne de MS.

• Cinétiques de biodégradation – détermination du paramètre k

Le choix de l'ordre de la cinétique, puis le choix de la valeur de la cinétique lui-même a une influence sur la précision de la production de biogaz à un instant donné. Ce paramètre est donc incontournable car il donnera une idée de la durée à maintenir un équipement sur site pour valoriser le biogaz, et il variera en fonction du mode d'exploitation. Typiquement, l'exploitation d'une ISDND en mode bioréacteur a comme conséquence espérée une augmentation nette de la cinétique de dégradation. Pour une modélisation de type premier ordre, on peut, pour déterminer la cinétique de biodégradation k (1/ans), utiliser la valeur du temps $t_{1/2}$ où la moitié du biogaz est produit ($Q_b(t_{1/2}) = BP/2$) :

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2} - t_{0B}} \quad [II-25]$$

Ce temps de demi réaction est estimable si la valeur du potentiel biogaz *BP* est connue (Figure II-13). Dans ce cas, il est possible d'après l'observation des flux de biogaz jusqu'à la production de la moitié du potentiel, de déterminer la cinétique¹⁷. Le Tableau II-11 donne quelques valeurs relevées dans la littérature. Sur des sites réels, les cinétiques sont généralement de l'ordre de 0.10-0.20 ans⁻¹, mais des valeurs plus fortes peuvent être observées pour certains déchets ou certaines conditions d'exploitation.

¹⁷ Il est théoriquement bien entendu possible de le faire aussi à toute autre fraction de la production finale estimée de biogaz (1/3, 1/4...), mais généralement la valeur à la moitié de la production est préférée.

Tableau II-11 : valeurs de potentiels et de cinétiques de biodégradation pour des DND relevées dans la littérature. Le temps $t_{1/2}-t_{0B}$ est calculé d'après l'Equation II-25.

Auteurs	Potentiel BP (Nm^3/t_{MS})	Cinétique k (1/ans)	Temps $t_{1/2}-t_{0B}$ (ans)	Commentaires
El-Fadel et al., 1997	410-450 68-163	-	-	Approche stoechiom. Approche expérimentale
Aguilar-Juarez, 2000	-	0.14-1.39 0.02-0.20 0.02-0.05	5.0-0.5 34.7-3.5 34.7-13.9	Rapidement, moyennement, lentement biodégradable
EPA, 2005	400-520 100-310	-	-	Approche stoechiométrique
	146	0.39	1.8	Valeurs obtenues sur des sites aux USA
	166	0.20	3.5	
	176	0.23	3.0	
Faour et al., 2007	230	0.21	3.3	Valeurs obtenues sur des sites aux USA
	190	0.11	6.3	
	174	0.12	5.8	
de Gioannis et al., 2009	230	-	-	Déchet non prétraité
	38	0.080	8.7	Prétraité 8 semaines
	18	0.077	9.0	Prétraité 15 semaines

1.3.3. Facteurs d'influence de la biodégradation

Les facteurs influençant la biodégradation des déchets sont nombreux. Ils sont pour la plupart en rapport avec la biodisponibilité du substrat ou les conditions environnantes, qui influencent les cinétiques de réactions et la croissance des populations de micro-organismes. Parmi ces facteurs, on peut citer les suivants qui favorisent la biodégradation (Berthe, 2006) :

- la teneur en eau ;
- la température ;
- le pH ;
- le broyage et le compactage.

Ces principaux facteurs sont discutés ci-après. D'autres facteurs inhibants, principalement chimiques, seront brièvement abordés.

• Teneur en eau – rôles de l'eau

L'eau a un impact majeur sur la biodégradation de la MO des déchets. Elle serait le facteur le plus limitant de la biodégradation et en l'absence d'eau, la biodégradation peut être totalement inhibée (Kjeldsen et al., 2002). A l'inverse, l'excès d'eau peut être également néfaste d'un point de vue de la stabilité mécanique du massif de déchets notamment (Khire et Mukherjee, 2007), mais aussi car il entraîne une accumulation d'AGV (Townsend et al., 1996 ; Aran, 2001 ; Benbelkacem et al., 2010 ;

Nguyen et al., 2007), ou entraîne un déséquilibre dans les populations bactériennes (Olivier, 2003). Le rôle de l'eau est en fait multiple (Rouez, 2008) :

- l'eau est le constituant majeur de la plupart des micro-organismes intervenant dans la biodégradation des déchets, constituant plus de 75% de leur masse (RECORD, 2002). De plus, les biofilms, qui jouent un rôle important dans la biodégradation, ont besoin d'une teneur en eau suffisante pour pouvoir subsister (Chenu, 2007) ;
- l'eau est aussi consommée pendant les réactions de la dégradation de la matière organique (voir notamment l'Equation II-24). Une consommation de 190 g d'eau par mètre cube de biogaz produit est rapportée dans la littérature pour la MO dégradable (Tchobanoglous et al., 1993) ;
- l'eau agit enfin comme un vecteur dans la dissémination des micro-organismes, des nutriments, des enzymes et des métabolites (Augenstein et Pacey, 1991 ; El-Fadel et al., 1997 ; Aguilar-Juarez, 2000).

Il est toutefois difficile d'avancer une teneur en eau optimale pour la biodégradation (Olivier, 2003). Il semblerait qu'une teneur en eau w' de 25% à 35% soit un minimum (Reinhart et Townsend, 1997), d'autres auteurs avancent une valeur de 50% (Gourdon, 2001 ; Benbelkacem et al., 2010¹⁸), 55% (Gachet, 2005) ou 60% (Yuen, 1999 ; Wang et al., 2006). La teneur en eau optimale serait en tout cas dans la gamme entre 40% et 70% environ (Reinhart et Townsend, 1997 ; Guérin et al., 2004). Toutefois, la question de l'efficacité de mouillage est aussi importante que celle de la teneur en eau elle-même, car les différents états de l'eau et son lieu de rétention sont supposés être déterminants pour la disponibilité de cette dernière (Olivier, 2003) : en ce sens, la structure poreuse (valeur de porosité et distribution des pores) a son importance.

N'oublions pas enfin qu'il existe une limite physique de teneur en eau, donnée par la limite de rétention, ou capacité au champ (même si ce terme ne correspond pas à une caractéristique intrinsèque) qui ne pourra être dépassée en conditions de drainage gravitaire.

- Rôle de la température

La température agit elle aussi comme un facteur déterminant sur la biodégradation. Son rôle conditionne essentiellement les cinétiques des réactions chimiques, mais aussi la nature des populations de micro-organismes actives au cours de la biodégradation (RECORD, 2002) :

- les bactéries psychrophiles sont majoritaires en deçà de 20°C ;
- les bactéries mésophiles sont majoritaires entre 20 et 45°C ;
- les bactéries thermophiles sont majoritaires au-delà de 45°C ;
- les bactéries hyperthermophiles sont majoritaires vers 60-80°C voire au-delà.

Les bactéries en jeu lors des processus de biodégradation dans les massifs de déchet sont de type mésophile et thermophile, qui nécessitent une température minimale pour pouvoir assurer leur rôle. Selon Yeşiller et al. (2005), l'optimum de température serait compris entre 34 et 41°C d'après des essais de laboratoire. Thomas (2000) parle d'une température optimale autour de 40°C. Zhao et al. (2008) ont également constaté une corrélation forte entre température et production de méthane.

L'augmentation de température se traduit par une augmentation des vitesses réactionnelles, comme prédit selon la loi d'Arrhenius, mais, au-delà d'un certain seuil en température, dit critique, (65-70°C), l'activité bactérienne est nettement diminuée (Rouez, 2008). Dans la mesure où les populations bactériennes ne sont pas identiques à différents niveaux de température, il faut donc nuancer la théorie de la loi d'Arrhenius, et l'on ne pourrait pas a priori envisager d'augmenter fortement la température dans le simple but d'accélérer la biodégradation.

¹⁸ Teneur en eau à la capacité au champ suggérée par ces auteurs.

La dégradation aérobie (I) fonctionne dans une large gamme de températures (Bellenfant, 2001), et permet souvent d'atteindre des températures élevées, jusqu'à 50 à 70°C (Lornage et al., 2007). Ceci permet alors un meilleur démarrage de la biodégradation anaérobie, beaucoup moins exothermique, mais qui nécessite une température minimale pour que les bactéries méthanogènes, mésophiles, s'installent (Aguilar-Juarez, 2000).

Au-delà de ces rôles biochimiques, la température peut aussi influencer les propriétés physiques du milieu, notamment les équilibres liquide-gaz, la dissolution des solides (Rouez, 2008), mais aussi certaines propriétés mécaniques (Yeşiller et al., 2005).

On peut noter que les températures peuvent constituer un indice pour évaluer la distribution de l'activité biologique dans une ISDND (Bellenfant, 2001), ou la teneur en eau (Imhoff et al., 2007). Cependant, les variations de température au cours du stockage, et notamment durant la méthanogénèse, peuvent être considérées comme faibles, une fois la phase exothermique aérobie passée (Yeşiller et al., 2005).

- Rôle du pH

Le pH joue, tout comme la température, sur l'activité des micro-organismes. La plupart des micro-organismes mis en jeu lors de la biodégradation de déchets nécessitent des pH voisins de 7 (Thomas, 2000), voire supérieurs à 7 (Mehta et al., 2002 ; Gachet, 2005). Le pH a été identifié comme levier majeur de la biodégradation par certains auteurs (Valencia et al., 2009).

Lorsque le pH reste inférieur à 6.5, il peut y avoir « blocage » en phase d'acidogénèse (II) et une production très faible voire inexistante de méthane. Le pH peut alors remonter progressivement en fonction du pouvoir tampon du milieu, et en fonction des autres paramètres influençant le pH : concentration en AGV, NH_4^+ , H_2S et teneur en CO_2 du biogaz (Rouez, 2008). Nous reviendrons aussi sur le rôle de ces paramètres inhibiteurs.

- Influences du broyage et du compactage

Le broyage et le compactage des déchets sont souvent présumés avoir une influence positive sur la biodégradation. Le broyage a pour effet d'augmenter la surface spécifique des grains et donc leur surface de contact (RECORD, 2002 ; Berthe, 2006). La phase d'hydrolyse est particulièrement sensible à la taille des particules (Rouez, 2008). Les bonnes performances du PTMB sont souvent conditionnées par un broyage efficace préalable pour augmenter la biodisponibilité des nutriments (Lornage et al., 2007).

Toutefois, l'effet du compactage semble plus discutable. S'il est souligné comme positif par certains auteurs (Gachet, 2005), la diminution de perméabilité qui lui est consécutive rend les circulations de fluides plus difficiles, ce qui tend à freiner le rôle de vecteur de l'eau et la diffusion d'oxygène dans les premières couches de déchets, ce qui limite l'efficacité de l'hydrolyse. Ainsi, Valencia et al. (2009) ont montré que des pilotes davantage compactés atteignaient moins rapidement la phase de méthanogénèse. Par ailleurs, un compactage élevé risque de poser problème si une stratégie de recirculation des lixiviats est mise en place. L'un des intérêts des pilotes large échelle CICLADE, support de ce travail, est justement de pouvoir mettre en compression des déchets à long terme et d'en étudier en parallèle la biodégradation.

- Principaux facteurs inhibiteurs de la biodégradation

Les réactions de biodégradation et en particulier la méthanogénèse sont sensibles à différents inhibiteurs, notamment les AGV, certains ions et métaux, et la teneur en dihydrogène (Gachet, 2005). Ces effets restent toutefois controversés pour certains. Les fortes concentrations d'AGV peuvent avoir un rôle inhibiteur en maintenant une phase acide, comme nous l'avons déjà vu (Aguilar-Juarez, 2000). Concernant les ions, le rôle négatif de certains métaux lourds, du sodium, du potassium, du calcium et de l'ammonium à de fortes concentrations a été souligné (Rouez, 2008).

2. Les dispositifs expérimentaux

2.1. Expériences prototypes et tailles pertinentes d'étude

2.1.1. Inventaire et historique des expériences

- *Evolutions historiques et points clés des expériences*

De nombreuses expériences de laboratoire ont été réalisées sur des déchets. La plupart des expériences les plus anciennes s'intéressent principalement aux propriétés mécaniques des déchets. Les premières expériences se sont ainsi d'abord inspirées des dispositifs utilisés en mécanique des sols, notamment les oedomètres (Olivier, 2003). Les oedomètres classiques sont toutefois de taille relativement limitée (quelques dizaines de litres) et ils ont été adaptés à la taille des particules de déchet, qui nécessite une échelle plus importante. Depuis les années 2000, la taille des pilotes de laboratoire a évolué et un nombre important d'expériences de taille supérieure à 200 litres a été réalisé (Tableau II-12).

Trouvant leur origine dans une approche purement mécanique, purement biochimique, ou purement hydrologique, les expériences ont intégré peu à peu ces différents points de vue pour permettre souvent un suivi en parallèle de la biodégradation (et donc du biogaz) sur le long terme, du tassement (idéalement dans des conditions sous contrainte), et de certains paramètres hydrologiques.

Les points-clés des expériences sont notamment (Tableau II-12) :

- l'expérience est-elle réalisée dans un volume représentatif ? A-t-elle été répétée...?
- l'expérience a-t-elle été réalisée en conditions de compression comme pour un déchet enfoui sur site ? (application d'une contrainte)
- le suivi biochimique du bilan en masse par la mesure du biogaz a-t-il été réalisé ?
- l'expérience a-t-elle été menée sur une durée suffisamment longue pour observer l'évolution du déchet en fonction de la biodégradation ?

Parmi les expériences de la bibliographie listées au Tableau II-12, nous allons présenter brièvement quelques-unes des expériences pour leur caractère particulier (Beaven et Powrie, 1995), pour leur intérêt dans la présente étude qui constitue une évolution des expériences menées au LTHE (Olivier, 2003), ou parce que leurs données seront interprétées ultérieurement dans ce travail, en terme d'expériences sur les tassements (Lornage et al., 2007 ; Benbelkacem et al., 2010) ou de mesure expérimentale de teneur en eau à l'échelle du réacteur (Benbelkacem et al., 2010).

- *Expérimentations de Beaven et Powrie (1995)*

Beaven et Powrie (1995) de l'Université de Southampton ont construit une cellule large-échelle pour l'étude des déchets sous compression près de l'ISDND de Pitsea (Essex, Royaume-Uni). La cellule fait 2 m de diamètre et 3 m de hauteur, est soumise à une compression par deux pistons verticaux, et est pesée en continu (Figure II-14). Elle permet une montée en compression allant jusqu'à 600 kPa, soit la simulation d'une profondeur de 60 m de déchets environ. Une injection contrôlée de fluides est possible à l'aide de deux réservoirs de 450 L. La cellule est en outre équipée de piézomètres.

Les principaux résultats sur cette cellule concernent la mesure de la densité en fonction de la compression, la mesure de la porosité efficace, de la perméabilité à saturation et de la capacité au champ en fonction de la compression.

Tableau II-12 : quelques expériences depuis les années 1990. Les propriétés remarquables sont grisées.

Auteurs	Volume (m ³)	Contr. (kPa)	Mesure biogaz	Long terme
Gandolla et al., 1992	2.35 (x 3)	57	Non	Oui
Jessberger et Kockel, 1993	0.20	25-650	Non	Non
Beaven et Powrie, 1995	9.42	25-600	Non	Non
Wall et Zeiss, 1995	0.50 (x 6)	50-700	Non*	Oui
El-Fadel et al., 1999	0.23	7	Oui	Oui
Olivier, 2003	1.0	0-140	Non*	Oui
Lornage et al., 2007	22 (x 4)	0	Oui	Oui
Nguyen et al., 2007	0.26 (x 3)	0	Oui	Non
Bareither et al., 2008	0.26	1-8	Oui	Oui
Elagroudy et al., 2008	0.22 (x 6)	0	Oui	Non
Ivanova et al., 2008	0.16 (x 3)	50-150	Oui	Oui
Valencia et al., 2009	0.71 (x 7)	0	Oui	Oui
Benbelkacem et al., 2010	1.2 (x 6)	0	Oui	Oui

*mesures non exploitables ; « Long terme » : expérience durant plus d'une année

**Figure II-14 : cellule de compression Pitsea.**

- Expérimentations d'Olivier (2003)

Une chambre de calibration de capteurs et de compression de déchets confinés (C4DC) a été construite au Lirigm-LTHE à Grenoble (Isère) dans le cadre de la thèse de Franck Olivier (Olivier, 2003 ; Olivier et Gourc, 2007). La cellule fait environ 1 m de côté pour 1 m de hauteur et permet un suivi mécanique complet, ainsi qu'un suivi biochimique simple (Figure II-15). Le dispositif est thermostaté. Les volumes de biogaz sont également enregistrés, mais un bouclage du bilan en masse n'est pas envisageable en raison de la non-étanchéité du dispositif par rapport au biogaz.



Figure II-15 : cellule C4DC.

Les principaux résultats concernent le comportement mécanique long terme (tassements), des résultats biochimiques qualitatifs sur l'évolution du déchet et des résultats hydrologiques (porosité, teneur en eau). L'étude de cette cellule et ses améliorations ont débouché sur l'élaboration des pilotes CICLADE (voir § V-1.1.).

- Expérimentations de Lornage et al. (2007)

Dans le cadre du projet ELIA (Ademe-VERI), quatre pilotes de taille semi industrielle ont été construits près d'Auquemesnil (Seine-Maritime). Les pilotes font 2.5 m de côté et 4 m de hauteur, et permettent la simulation de pluie et l'injection de lixiviats. Ils sont isolés thermiquement par une épaisse couche de compost (Figure II-16). Plusieurs modalités de traitement de déchets sont évaluées en terme d'efficacité et d'impact environnemental.

Les principaux résultats de cette étude concernent les bilans en masse hydriques et chimiques, la comparaison des pertes de masse, et d'une manière générale la performance des pilotes en terme de stabilisation du déchet selon le mode opératoire. La taille remarquable des pilotes (22 m³) en font des objets d'étude particulièrement intéressants pour le transfert à l'échelle industrielle, même si le contrôle des paramètres d'essais est moins aisé à cette échelle.

→ Ces expériences seront étudiées de façon approfondie au niveau des tassements (§ V-3.).



Figure II-16 : pilotes ELIA lors de leur excavation.

- Expérimentations de Benbelkacem et al. (2010)

Dans le cadre du projet ANR Bioréacteur, six pilotes bioréacteurs ont été construits à l'INSA de Lyon à Villeurbanne (Rhône) (Benbelkacem et al., 2010). Les pilotes font 1 m de diamètre et 1.4 m de hauteur. Un suivi métrologique du LTHE a permis la mesure de tassements et de la teneur en eau locale du déchet. De plus, de nombreux indicateurs biochimiques ainsi que le bilan en masse en cours d'essai sont suivis sur ces pilotes (Figure II-16).

Les principaux résultats concernent d'une part les performances de stabilisation et de biodégradation en fonction du prétraitement et de la stratégie d'injection de lixiviats, le suivi long terme de l'humidité, le suivi de nombreux paramètres biochimiques ainsi que le suivi des tassements.

→ Ces expériences seront étudiées au niveau du suivi de teneur en eau (§ III-2.) et des tassements (§ V-3.).



Figure II-17 : pilotes bioréacteurs de l'INSA de Lyon.

2.1.2. Représentativité des dispositifs expérimentaux

- Quelle taille pertinente pour quel dispositif expérimental ?

La question de la taille pertinente pour une cellule d'essais renvoie souvent à la question de la représentativité de l'échantillon. S'il est encore relativement facile, dans les sols, de définir un volume élémentaire représentatif, l'exercice est bien plus complexe dans les déchets. De plus, il a été montré que des résultats expérimentaux très positifs à petite échelle n'étaient pas forcément transposables à une autre échelle en raison de l'homogénéisation des phénomènes dus aux transferts fluides (Durmusoglu et al., 2006 ; FNADE-Ademe, 2007).

Plusieurs éléments influent sur le choix de la taille du dispositif expérimental, et notamment sa destination. D'une manière générale, Bendz et al. (1997) considèrent que la taille du dispositif doit être suffisamment grande pour qu'il existe un volume élémentaire représentatif validant une approche macroscopique continue. Ceci conduit, pour la plupart des expériences en laboratoire ou même à échelle semi industrielle, à un broyage ou un écrêtage des déchets bruts, dont les dimensions ne permettraient pas de respecter ce critère (El-Fadel, 1999).

Selon que l'étude soit plutôt orientée sur des aspects mécaniques, hydrologiques ou biochimiques, on pourra considérer les éléments suivants :

- pour les études *mécaniques*, la granulométrie est un élément déterminant dans le choix de la taille de la cellule (Hossain et al., 2009). De nombreux auteurs proposent une taille minimale de dimension de cellule en fonction du diamètre maximum des particules. Un rapport de 10 (Beaven et Powrie, 1995), de 12 (Ivanova et al., 2008), voire de 15 (Chen et Chynoweth, 1995) est préconisé, alors qu'un rapport de 6 est considéré comme suffisant en mécanique des sols (Stoltz, 2009). Par ailleurs, les effets de la friction des parois sur le déchet ont été soulignés par plusieurs auteurs (Beaven et Powrie, 1995 ; Durmusoglu et al., 2006 ; Hossain et al., 2009). Toutefois, pallier ce problème n'est pas évident car cela conduirait à devoir réaliser des cellules de très grande surface (Beaven et Powrie, 1995). Par ailleurs, la mise en œuvre par compactage est difficile à simuler en laboratoire ;
- pour des études *hydrologiques*, il paraît important de recréer un volume élémentaire représentatif des écoulements dans les déchets, ce qui est souvent fait de façon analogue aux sols (Bellenfant, 2001). L'hétérogénéité des écoulements a été observée même à petite échelle sur des cellules de taille métrique notamment par Capelo et de Castro (2007) et Tinet et al. (2010), avec des comportements à plusieurs niveaux de rétention d'eau et des écoulements préférentiels (micro- et macroporosités). Il est très difficile de réaliser des essais hydrologiques ou hydrogéologiques in situ en raison d'un contrôle insuffisant des paramètres non hydrologiques. Ainsi, pour l'étude des paramètres hydrologiques intrinsèques du déchet (porosité, propriétés de rétention...), il ne paraît pas encore réaliste de réaliser des essais à grande échelle, la caractérisation de ces propriétés étant complexe. Cependant, la structure du déchet lors de sa mise en place, largement anisotrope telle que décrite par Bendz et al. (1997), reste difficile à recréer à petite échelle. De plus, tout comme pour les propriétés mécaniques, si l'on peut maintenir un « rapport granulométrique » cohérent entre dimension du dispositif et granulométrie maximale, il n'est pas certain que celui-ci soit justifié, ce qui peut induire des difficultés à identifier les propriétés déterminées à une petite échelle à l'échelle de site ;
- pour des études *biochimiques*, la taille du dispositif est moins problématique, mais renvoie à la notion de déchet type et d'échantillonnage déjà discutée plus haut (§ II-1.1.1.). L'accent est alors mis sur la proportion de MO, la teneur en cellulose, hemicellulose et lignine par exemple (Thomas, 2000 ; RECORD, 2002). On peut ainsi concevoir de réaliser des essais sur des échantillons très petits, mais représentatifs du milieu. Les conditions des essais biochimiques, très contrôlées, sont toutefois souvent idéalisées par rapport à l'échelle de site (Berthe, 2006). Concrètement, cela a des conséquences sur le calcul du potentiel de production de gaz, supérieur dans le cas d'essais à échelle réduite par rapport à des valeurs rencontrées sur des sites, et sur la cinétique de dégradation, généralement inférieure sur site (voir Tableau II-11).

• Vers une approche multi-échelles

Nous l'avons vu, plusieurs échelles peuvent paraître pertinentes pour l'étude des déchets. Le paragraphe précédent s'intéressait aux différentes échelles possibles au laboratoire ou dans des pilotes – de l'ordre du litre à la dizaine de mètres cubes – mais ces expérimentations à l'échelle du laboratoire doivent trouver leur application à l'échelle du site réel – de l'ordre de la centaine de milliers de mètres cubes. Ce transfert n'est pas évident, comme nous l'avons dit, mais compte tenu de la difficulté à suivre et mesurer certains paramètres à telle ou telle échelle, il paraît important d'insister sur la complémentarité des échelles.

L'analyse du milieu déchet se doit idéalement d'être « multi-échelles » (Aguilar-Juarez, 2000) :

- les réactions biologiques se développent à un niveau *microscopique* voire *nanoscopique*. Les facteurs d'influence de ces réactions sont généralement liés aux conditions locales du milieu, telles que les nutriments et substances présentes, le pH, la température ou la teneur en eau ;
- ces conditions locales sont influencées par les processus de transfert de masse et de chaleur au sein du milieu solide poreux à une échelle *mésoscopique*, qui sont un important facteur d'influence des phénomènes de biodégradation ;
- l'échelle *macroscopique* du casier influe sur les conditions de mise en place des déchets ainsi que sur les conditions limites particulières liées au sol et à l'atmosphère, qui apparaissent à cette échelle. La périphérie d'un casier est le siège d'échanges multiples de chaleur, de gaz et d'eau avec le milieu environnant.

Cette étude s'intéresse principalement aux phénomènes des échelles microscopique et mésoscopique. Les paragraphes suivants s'attachent à présenter les dispositifs expérimentaux utilisés pour caractériser ces deux échelles caractéristiques.

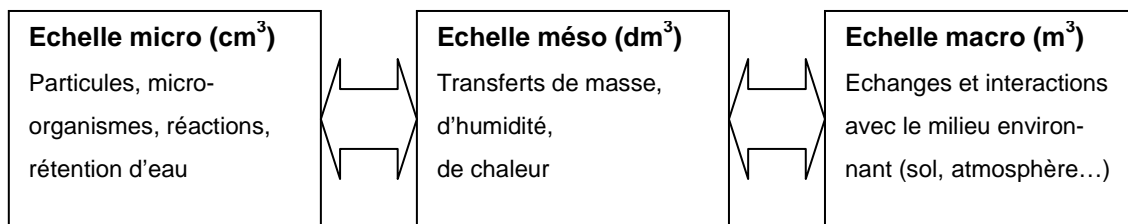


Figure II-18 : Analyse multi-échelle d'un casier d'une ISDND (Aguilar-Juarez, 2000).

2.2. Les dispositifs expérimentaux du LTHE

2.2.1. Cellule de laboratoire « Alpha »

La cellule « Alpha » est un dispositif expérimental construit au LTHE initialement pour calibrer des sondes d'humidité (sondes Time-Domain Reflectometry, TDR). Les sondes TDR calibrées par ce dispositif sont des sondes CS605 de Campbell Scientific, d'une longueur de tige de 30 cm.

La cellule a été réalisée en polyméthyl méthacrylate (PMMA, « plexiglas ») transparent, permettant ainsi une bonne visualisation des phénomènes de saturation/désaturation (Figure II-20). Les plateaux supérieur et inférieur ont été réalisés en polychlorure de vinyle (PVC). Ses dimensions, 20 cm de diamètre et 31 à 38 cm de hauteur, ont donc été pensées sur mesure pour la calibration des sondes TDR de longueur 30 cm (Figure II-19b). L'étanchéité à la base de la cellule est réalisée par un joint torique au niveau du diffuseur, qui est une plaque trouée à intervalles réguliers.

La hauteur du cylindre peut être modifiée en faisant coulisser, à la manière d'un piston, le plateau supérieur par rapport au plateau inférieur le long de tiges filetées de part et d'autre de la cellule. Ceci permet de modifier le volume de la cellule et donc la densité de l'échantillon, même en cours d'essai.

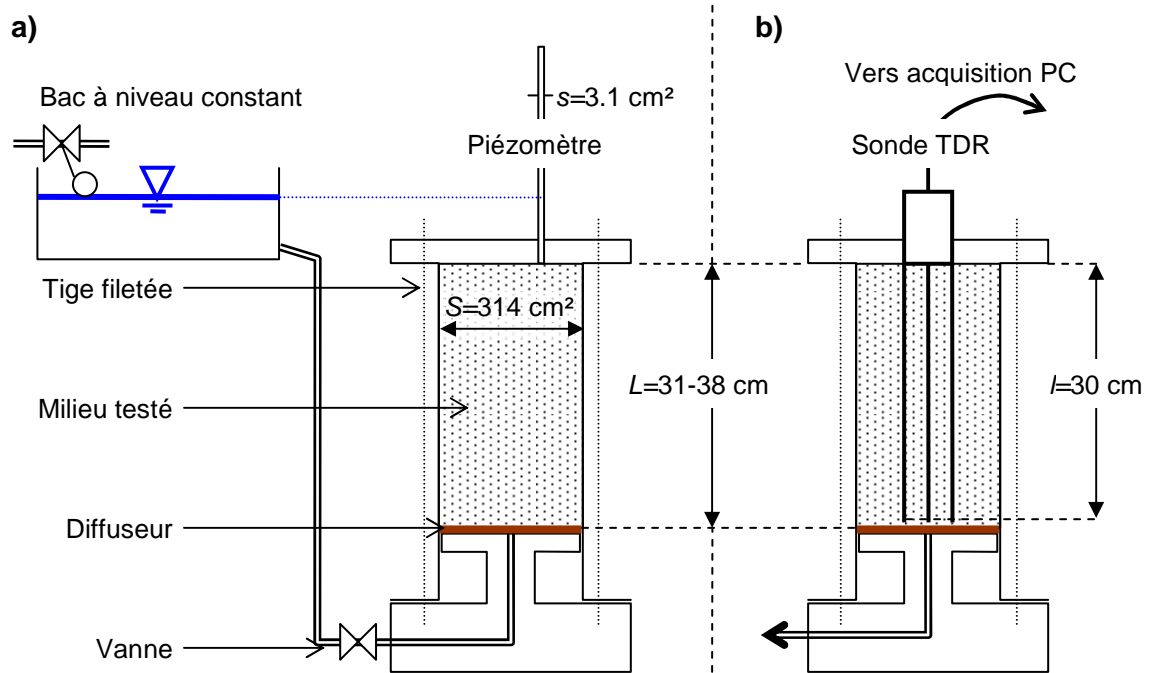


Figure II-19 : schéma de la cellule Alpha en configuration de mesure de porosité-perméabilité (a) et en configuration de calibration de sondes TDR (b).



Figure II-20 : photographie de la cellule Alpha utilisée ici pour calibrer une sonde TDR.

Cette cellule a non seulement servi à la calibration de sondes TDR (Figure II-19b et Figure II-20), mais aussi à des expériences d'humidification/drainage d'eau pour réaliser des mesures de porosité et de perméabilité saturée à l'eau par la méthode du perméamètre à charge variable (Figure II-19a).

Durant les essais de porosité-perméabilité (expériences d'humidification/drainage), la cellule n'a généralement pas été équipée de sonde TDR afin de limiter les risques de fuites au niveau du plateau supérieur. Dans cette configuration, un piézomètre a été installé sur le plateau supérieur de la cellule pour contrôler la charge et réaliser les essais de perméabilité.

Les procédures détaillées des essais de porosité-perméabilité et de calibration TDR seront exposées aux § II-3. et III-2. respectivement.

→ Ces expériences seront étudiées pour la mesure de paramètres hydriques (§ II-3. et III-2.).

2.2.2. Cellules de laboratoire « Extractors »

Les cellules « Extractors » sont des cellules disponibles auprès de l'entreprise Soil Moisture et permettent « d'extraire l'humidité » d'échantillons de sols ou de déchets afin d'en déterminer la courbe de rétention (relation entre la pression capillaire P_c et la teneur en eau volumique θ).

Le dispositif expérimental se compose de deux cellules réalisées en fonte et composées d'un corps de cellule massif et d'un couvercle amovible. Les dimensions des cellules sont relativement réduites : 30.5 cm de diamètre pour 10.4 cm de hauteur, mais l'échantillon de déchet est compris dans un cylindre en polyéthylène haute densité (PEHD) de 15.4 cm de diamètre et de 6.4 cm de hauteur (Figure II-21 et Figure II-22). L'étanchéité en haut des cellules est réalisée par un joint torique fortement comprimé par des vis sur le couvercle supérieur.

Pour établir la correspondance entre pression capillaire P_c et teneur en eau θ , un échantillon de déchets saturé est placé sur la plaque poreuse en céramique. L'ensemble est ensuite placé dans l'enceinte confinée où l'on applique une pression avec un gaz neutre pour la biodégradation (ici du diazote N_2).

La pression s'exerce alors également sur le milieu déchet, ce qui pousse une partie de l'eau présente dans le déchet à sortir via un tube connecté à un vase de Mariotte pour recueillir les volumes drainés. On obtient ainsi une correspondance entre pression de gaz appliquée (égale, à l'équilibre, à la pression de succion) et volume drainé (et donc teneur en eau volumique après un calcul simple). Ici, le principe est d'agir sur la pression de gaz pour faire changer la pression capillaire en accord avec l'Equation II-18 (où en agissant sur P_g on modifie P_c). D'autres dispositifs modifient a contrario la pression d'eau P_l pour agir sur P_c , citons par exemple l'oedomètre à succion contrôlée au LTHE (Stoltz et al., 2010).

On détermine ainsi plusieurs points de la courbe de rétention en incrémentant par palier la pression de gaz. Le temps pour que la pression du liquide soit en équilibre avec la pression de gaz est très long, et peut durer jusqu'à plusieurs mois par palier de pression. Ce temps très long pour atteindre l'équilibre provient de valeurs de perméabilités en non saturé très faibles. Par ailleurs, il a été choisi pour ces expériences d'attendre la stabilisation complète de la teneur en eau, ce qui a pu occasionner parfois un délai supplémentaire de « sécurité » afin d'être certain que la stabilisation est bien réelle. Chaque point de correspondance (P_c, θ) est donc précieux et long à obtenir. Le bilan en eau est vérifié à la fin de l'expérience par passage à l'étuve de l'intégralité de l'échantillon.

→ Ces expériences seront étudiées pour la mesure de paramètres hydriques (§ II-3.).

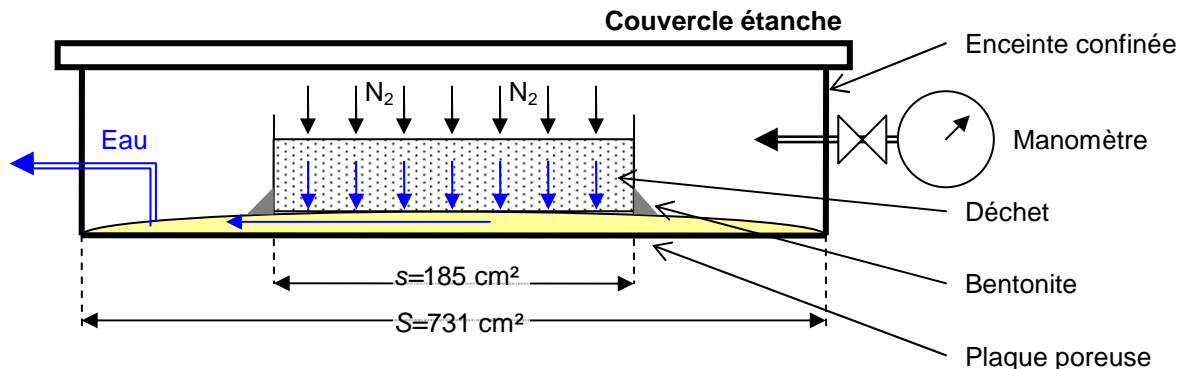


Figure II-21 : principe du fonctionnement d'une cellule Extractor.

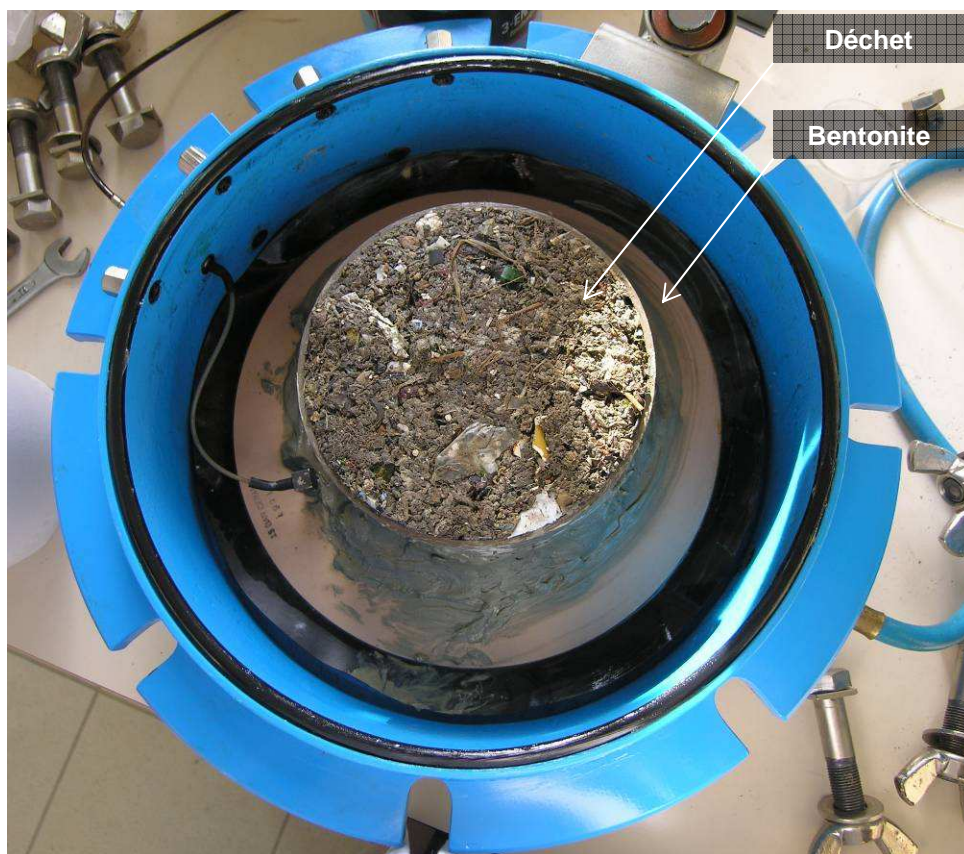


Figure II-22 : photographie d'un déchet mis en place pour un essai de succion. La bentonite appliquée en base du cylindre de PEHD est bien visible.

2.2.3. Dispositif large échelle CICLADE au LTHE

Le dispositif large échelle des CICLADE (cellules innovantes de compression en laboratoire sur déchets), qui consiste en une plateforme expérimentale de quatre cellules de compression de 1 m³, fera l'objet d'un chapitre à part. Ce dispositif permet un suivi complet de la biodégradation des déchets tout en simulant des conditions très proches du stockage in situ, en recréant les conditions mécaniques d'une contrainte sus-jacente sur l'échantillon de déchets testés.

→ Ces expériences seront présentées et exploitées en détail au § IV.

3. Caractérisation hydrique de déchets à petite échelle

3.1. Essais de porosité et de perméabilité à saturation

3.1.1. Essais de porosité et de perméabilité à saturation sur déchets frais

- *Introduction et présentation du matériel et de la méthode*

Les essais de porosité et de perméabilité sur déchets frais, réalisés dans la cellule Alpha (§ II-2.2.1.), ont pour objectif de caractériser ces deux propriétés hydriques à saturation discutées au § II-1.1. Dans un premier temps, on s'intéresse à ces propriétés sur déchet frais, et ces propriétés sont étudiées en fonction du type de déchet et de sa masse volumique sèche ρ_d .

Les essais réalisés ici s'entendent à court terme, puisque la biodégradation n'est pas prise en compte, et que l'on s'intéresse à la caractérisation de l'état initial du déchet. Ces essais comportent :

- une mesure de la porosité ouverte par humidification-saturation sous charge constante ;
- une mesure de la perméabilité à saturation sous charge variable ;
- une mesure de la porosité de drainage par drainage gravitaire durant 24h.

La mesure des propriétés hydriques du déchet à l'eau peut aussi s'effectuer dans la cellule Alpha dans des expériences de saturation/drainage d'eau. Ces expériences visent à déterminer consécutivement :

- la porosité « ouverte »¹⁹ n_o déterminée ici par la teneur en eau volumique maximale à saturation θ_{sat} (voir § II-1.1.4.) ;
- la perméabilité à saturation K_{sat} (voir § II-1.1.6.) déterminée par un essai à charge variable ;
- la porosité « de drainage »²⁰ n_d déterminée ici par la teneur en eau volumique finale après 24 heures de drainage (voir voir § II-1.1.5.).

La cellule est utilisée pour saturer, drainer et réaliser des essais de perméabilité. Les tests sont réalisés avec de l'eau désaérée. Le déchet est mis en place à la masse volumique sèche souhaitée, et la cellule est pesée en continu sur une balance pour déterminer la masse d'eau dans la cellule. Un bac à niveau constant est placé à une hauteur de $12.0 \text{ cm} \pm 0.5 \text{ cm}$ au-dessus du haut de la cellule pour humidifier le milieu sous charge constante h_0 maintenue constante grâce à une vanne à flotteur (Figure II-23).

L'imbibition est poursuivie durant 4 à 6 heures. En raison de la durée relativement courte de l'expérience et du gradient hydraulique assez faible, la porosité finale déterminée grâce à cet essai peut sous-estimer la porosité totale du déchet.

Une fois l'échantillon complètement humidifié, un essai de perméabilité est réalisé. La perméabilité verticale à saturation à l'eau du déchet est déterminée d'après un test de perméamètre à charge variable. Pour ce faire, de l'eau est injectée dans le piézomètre jusqu'au niveau h_1 (Figure II-23). La vanne en bas de la cellule est ensuite ouverte jusqu'à ce que le niveau d'eau descende à la moitié de la hauteur du piézomètre. Le temps Δt mis par l'eau pour se stabiliser à un niveau d'eau h_2 – variable en fonction de l'essai – est enregistré. La perméabilité verticale à saturation K_{sat} du déchet peut alors être déterminée par la formule du perméamètre à charge variable :

¹⁹ Cette porosité ouverte est identique à la porosité « totale » d'autres auteurs (Benson et Wang, 1998 ; Yuen, 1999 ; Zornberg et al., 1999 ; Hudson et al., 2004 ; Olivier et Gourc, 2007). Le terme « porosité totale » a été évité ici pour éviter la confusion avec les expériences de porosité au gaz (Stoltz, 2009 ; Stoltz et al., 2010).

²⁰ Cette porosité de drainage, nécessairement expérimentale, est identique à la porosité « efficace » d'autres auteurs (Beaven et Powrie, 1995 ; Hudson et al., 2004 ; Olivier et Gourc, 2007). Le terme « porosité efficace » a été évité car il n'est pas évident de définir la porosité réellement efficace aux écoulements, qui sont complexes.

$$K_{sat} = \frac{s}{S} \cdot \frac{L}{\Delta t} \cdot \ln\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \quad [\text{II-26}]$$

où s et S sont respectivement les sections du piézomètre et de la cellule (m^2), L est la longueur de l'échantillon (m), Δt est le temps mis à l'eau pour passer de h_1 à h_2 (s). Les mesures sont systématiquement répétées au moins 5 fois pour s'assurer de leur validité.

Une fois la mesure de perméabilité réalisée, il est procédé au drainage de la cellule. Le drainage est réalisé durant 24 heures. Le bac à niveau constant est déconnecté, et la conduite d'évacuation des lixiviats arrive au niveau d'un béccher pesé constamment. La masse d'eau drainée est alors utilisée pour calculer directement la teneur en eau du déchet en fonction de sa teneur en eau initiale et de la masse d'eau ajoutée durant l'humidification.

La valeur finale de teneur en eau « résiduelle » dans le déchet permet de déterminer la porosité efficace en drainage de l'échantillon. Cette porosité correspond à la porosité des macropores en drainage. Elle peut être déterminée de façon plus précise en drainage que durant l'imbibition, car durant la phase de saturation, on remplit à la fois les macropores et les pores peu connectés.

En parallèle à ces paramètres physiques, des mesures ponctuelles à chaque essai sur la qualité du biogaz et des lixiviats sont réalisés, notamment pour caractériser l'état d'avancement de la biodégradation. Les méthodes employées pour ces analyses, strictement identiques à celles utilisées pour les essais en cellules CICLADE, sont détaillées au § IV-1.1.

On peut noter quelques limites à ce dispositif. La précision de la balance, qui pèse l'intégralité du dispositif, n'est par exemple que de 5 g. De plus, la « saturation » du déchet au liquide sous faible charge ne permet pas de saturer complètement le milieu (non dissolution des poches de gaz). Toutefois, ce dispositif simple permet des comparaisons de valeurs sur différents matériaux et il permet de suivre l'évolution des propriétés hydriques en fonction de la biodégradation.

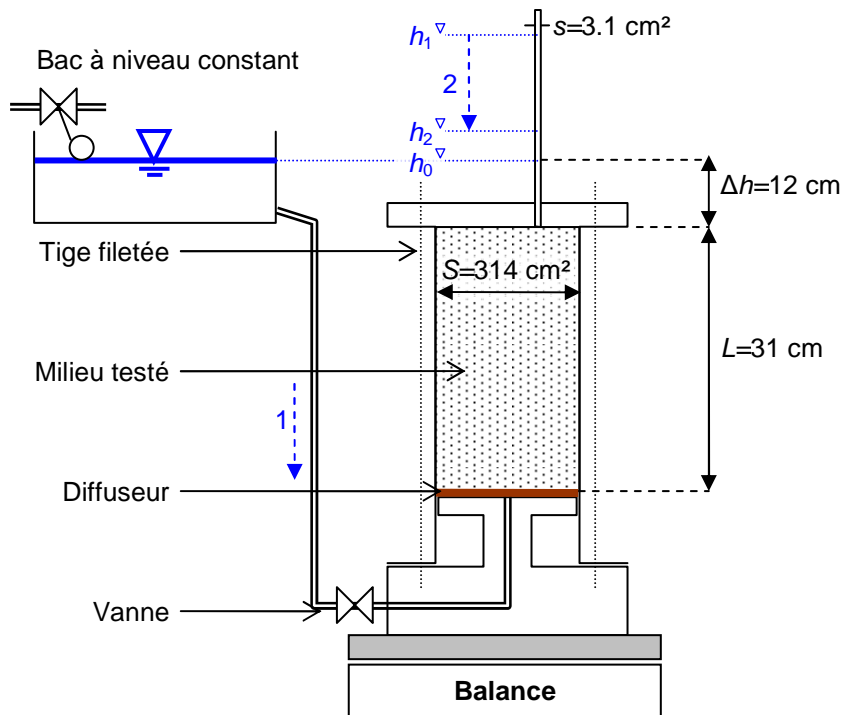


Figure II-23 : procédures d'humidification (1) et de mesure de la perméabilité (2) en cellule Alpha.

Tableau II-13 : caractéristiques principales des déchets utilisés dans les essais de porosité et de perméabilité à saturation. La composition est donnée en pourcentage massique humide. La composition du déchet C par catégories MODECOM™ n'est pas connue, celle du déchet E est très proche du déchet B.

Caractéristique	Déchet A	Déchet B	Déchet C	Déchet E
Taille max. des part. D_{max} (mm)	< 70	< 40	< 40	< 40
Masse vol. sèche ini. ρ_d^0 (kg/L)	0.41	0.39	0.47	0.38
Teneur en eau initiale w^0 (kg/kg)	0.278	0.502	0.399	0.507
Composant	Déchet A		Déchet B	
Putrescibles et fines	36.6%		58.1%	
Papiers et cartons	26.1%		13.3%	
Plastiques	14.0%		9.5%	
Verre	6.1%		5.4%	
Métaux	5.7%		0.4%	
Textiles et textiles sanitaires	5.5%		2.1%	
Autres	6.0%		11.2%	

- Matériaux testés

Quatre matériaux au total ont été testés pour les essais de porosité et de perméabilité à saturation (sur déchets frais et au cours de la biodégradation). Il s'agit de trois OM broyées, les déchets A, B et E, obtenues directement d'ISDND, ainsi que d'un biodéchet issu d'une collecte sélective (déchet C). Ces déchets ont également été testés dans les cellules CICLADE (§ V). Le déchet E provient du même gisement que le déchet B, à ceci près que le déchet B a été déferrailé, et pas le déchet E. Les caractéristiques physiques des quatre déchets sont bien connues, en revanche, la composition par catégories MODECOM™ n'est connue que pour les déchets A et B. Le Tableau II-13 donne les caractéristiques principales de ces quatre matériaux.

Les principales différences sont que le déchet A est plus grossier, moins humide et moins organique que les déchets B et E. La très faible teneur en métaux du déchet B s'explique par son déferrailage. Les trois déchets A, B et E restent cependant assez proches. Le déchet E, quant à lui, provient d'un gisement complètement différent, et n'est composé quasiment exclusivement que de matière organique.

Les déchets A et B seront testés dans la première série de tests sur déchets frais, alors que les déchets A, C et E seront testés en fonction de l'avancement de la biodégradation.

- Résultats des essais de porosité

Les essais de porosité initiale ont été réalisés sur les déchets A et B à plusieurs masses volumiques sèches ρ_d , auxquels se rajoutent des essais de porosité initiale à une densité sur les déchets C et E, qui correspondent à la mesure initiale de l'essai de biodégradation. Les résultats pour les deux déchets A et B sont présentés en Figure II-24.

On constate que l'influence du type de déchet ne semble pas prédominante, même si le déchet A a une porosité ouverte plus faible et une porosité de drainage plus forte. Ce déchet est moins organique que le déchet B, et il est broyé moins finement, ce qui peut expliquer respectivement ces deux points. L'influence de ρ_d semble quant à elle sensible, avec une diminution des porosités pour des ρ_d croissants.

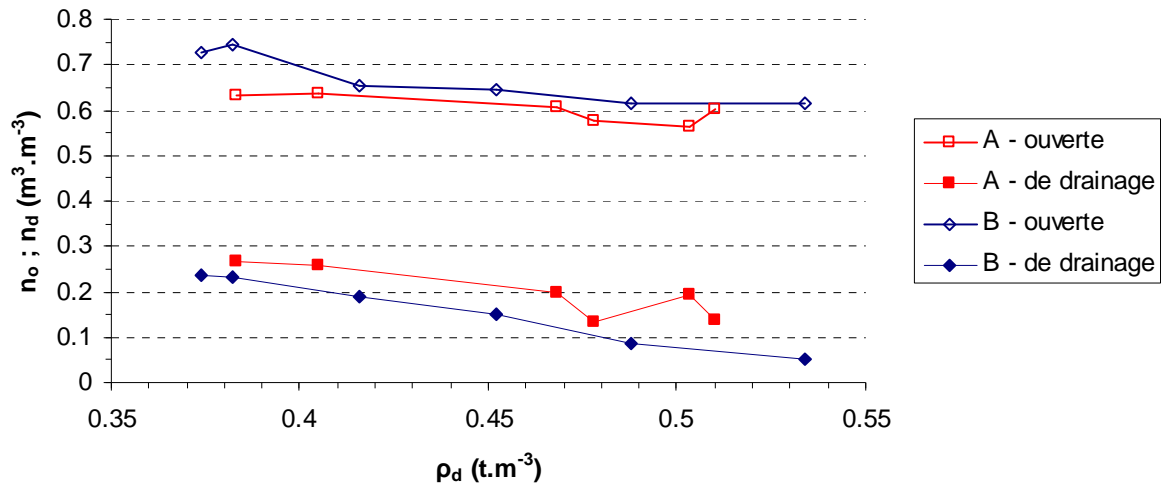


Figure II-24 : porosité ouverte et porosité de drainage pour deux campagnes d'essais sur déchets (A et B).

Pour voir si cette tendance reste vraie pour tous les essais confondus, la Figure II-25 présente l'intégralité des mesures de porosités quel que soit le type de déchets sur un même graphique. Les corrélations entre porosités et masses volumiques sèches sont présentées dans le Tableau II-14.

On constate pour tous les essais une tendance assez bien corrélée entre masse volumique sèche et porosité de drainage, mais la relation entre porosité ouverte et densité sèche semble moins évidente. On constate également que la porosité de drainage a tendance à être davantage sensible à la masse volumique sèche, ou à la compaction, du déchet.

Tableau II-14 : coefficients de détermination (régressions linéaires) entre n_o , n_d et ρ_d .

Porosité ouverte n_o	R^2 entre n_o et ρ_d	Porosité de drainage n_d	R^2 entre n_d et ρ_d
Déchet A	0.67	Déchet A	0.76
Déchet B	0.81	Déchet B	0.99
Tous les essais	0.49	Tous les essais	0.65

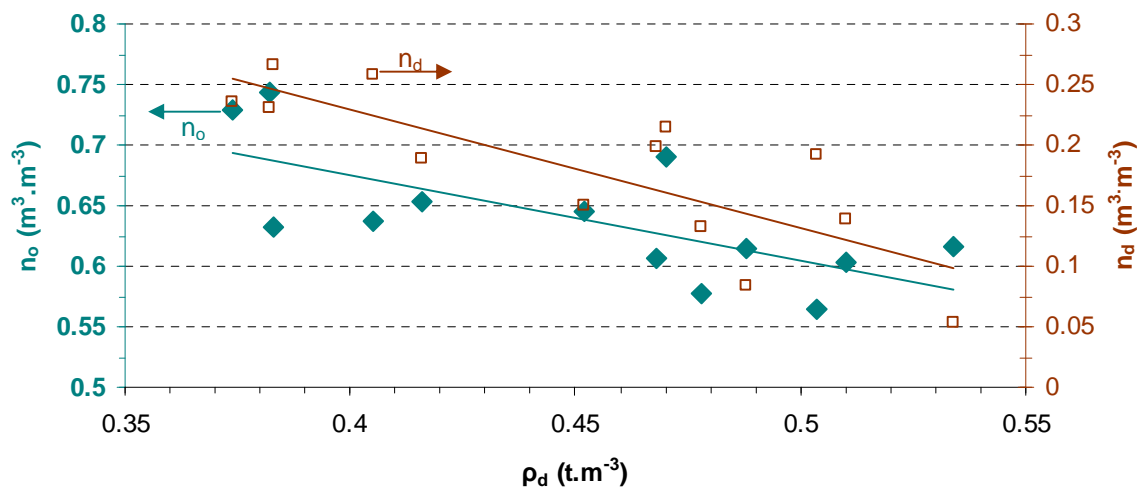


Figure II-25 : porosité ouverte et porosité de drainage pour tous les essais entrepris, avec tendances linéaires.

Ceci s'explique clairement par un effet de compaction des pores les plus gros (macropores) en priorité, qui sont les pores où s'effectue la majorité des écoulements sous effet gravitaire, d'où la relation avec la porosité de drainage évaluée au cours d'un drainage gravitaire. Ces remarques rejoignent les conclusions des travaux de Stoltz (2009). A noter toutefois qu'ici, les gammes de masses volumiques étudiées relativement faibles (0.35 à 0.55 t/m³) et que les essais ont été réalisés en saturation à l'eau et non au gaz, ainsi qu'à faible charge.

Sur la Figure II-24, la différence entre n_o et n_d , assimilable à la microporosité du milieu, paraît visuellement assez constante malgré la compression, mais ($n_o - n_d$) évolue tout de même assez fortement (0.37-0.46 m³/m³ pour A, 0.49-0.56 m³/m³ pour B), et il est donc difficile d'être conclusif sur ce point.

Si l'on compare ces valeurs de porosité ouverte (0.55-0.75 m³/m³) et de drainage (0.05-0.25 m³/m³) aux valeurs données dans la littérature, et notamment au Tableau II-8, on s'aperçoit que les valeurs déterminées sont plutôt fortes, la plupart des auteurs donnant des valeurs autour de 0.50 m³/m³ (porosités ouvertes). Les masses volumiques sèches considérées dans la littérature sont généralement plus élevées que celles testées ici, ce qui explique cette différence. Les quelques rares valeurs de porosité de drainage données dans la littérature sont généralement inférieures à 0.15 m³/m³ pour un déchet fortement surchargé, ce qui reste dans la gamme déterminée ici pour les plus fortes densités.

- Résultats des essais de perméabilité

Les essais de perméabilité à saturation avant dégradation ont été réalisés sur les mêmes déchets que les essais de porosité précités, à savoir les déchets A et B (plusieurs densités), et les déchets C et E pour les valeurs initiales avant biodégradation. Pour chaque essai de perméabilité, 5 mesures ont été réalisées au minimum. Lorsque le coefficient de variation des mesures dépasse les 10%, les mesures ont été répétées jusqu'à ce que 5 mesures consécutives donnent un coefficient de variation de moins de 10%, et cette valeur a été conservée, pour garantir que les mesures se soient déroulées en régime permanent. Les résultats pour les deux déchets A et B sont présentés en Figure II-26.

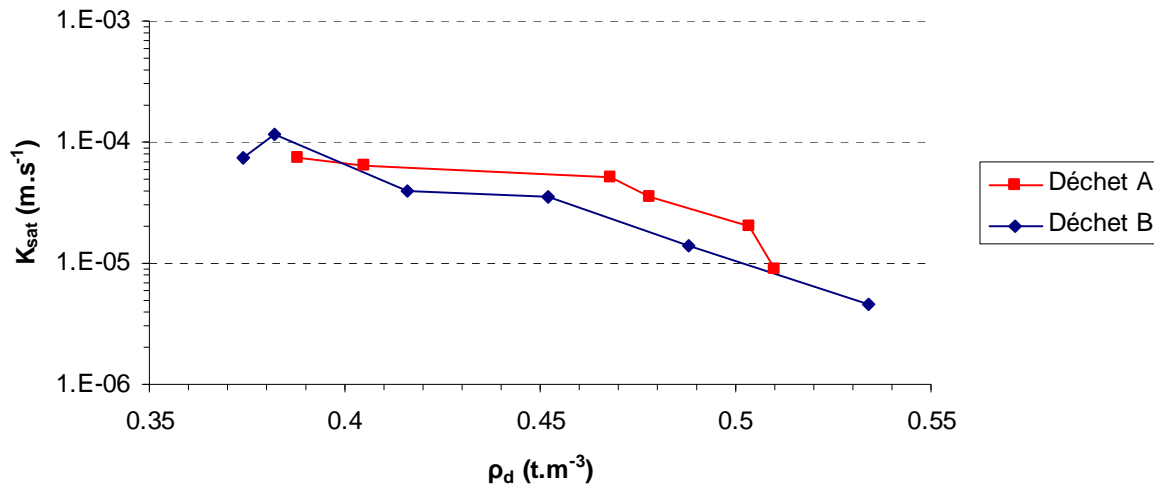


Figure II-26 : perméabilité à saturation pour deux campagnes d'essais sur déchets (A et B).

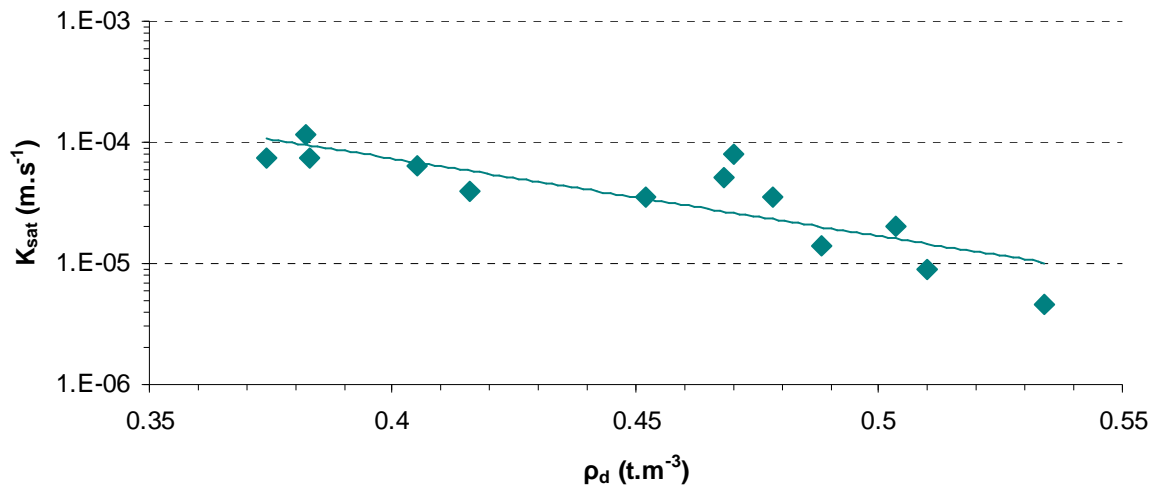


Figure II-27 : perméabilité à saturation pour tous les essais entrepris, avec tendance log-linéaire.

Tableau II-15 : coefficients de détermination (régressions linéaires) entre K_{sat} et ρ_d .

Perméabilité saturée K_{sat}	R^2 entre K_{sat} et ρ_d	R^2 entre $\ln(K_{sat})$ et ρ_d
Déchet A	0.90	0.74
Déchet B	0.76	0.94
Tous les essais	0.65	0.70

Tout comme pour les porosités, on constate là aussi que l'influence du type de déchet ne semble pas prédominante, avec deux tendances quasi identiques pour les deux types de déchets, malgré des compositions sensiblement différentes, et surtout un broyage différent. L'augmentation de ρ_d se traduit toujours par une nette diminution de K_{sat} , puisqu'elle est divisée par un facteur supérieur à 10 pour une augmentation de 0.12 t/m^3 de masse volumique, soit environ 35% d'augmentation.

La Figure II-27 permet de s'affranchir du type de déchet et présente l'intégralité des mesures de perméabilités. Les corrélations entre K_{sat} et ρ_d sont présentées dans le Tableau II-15, qui présente les coefficients de détermination pour des régressions linéaires et log-linéaires sur K_{sat} .

On constate pour tous les essais une tendance assez bien corrélée entre masse volumique sèche et perméabilité. La corrélation est légèrement meilleure lorsqu'on prend en compte le logarithme de la perméabilité, sauf pour le déchet A. Si l'on compare ces valeurs de perméabilités à saturation (10^{-5} - 10^{-4} m/s) aux valeurs données dans la littérature, et notamment au Tableau II-9, on note que les valeurs déterminées ici sont voisines de ce que l'on trouve pour des déchets frais non ou peu compactés (10^{-6} - 10^{-4} m/s globalement sur la plupart des références).

Etant donné qu'à chaque essai de porosité correspond un essai de perméabilité, nous avons également évalué l'influence de la porosité de drainage sur la perméabilité à saturation du déchet.

- Lien entre porosité de drainage et perméabilité à saturation

Il paraît intéressant d'étudier la relation entre porosité de drainage, facilement accessible aux écoulements, et perméabilité à saturation, qui caractérise l'aptitude qu'a l'eau à s'écouler au sein du déchet. La Figure II-28 présente les résultats de tous les essais avec un ajustement logarithmique. On constate une tendance assez corrélée ($R^2 = 0.74$). Le Tableau II-16 récapitule tous les coefficients de détermination liés aux différentes variables mesurées (ρ_d , n_d , K_{sat} , $\ln(K_{sat})$).

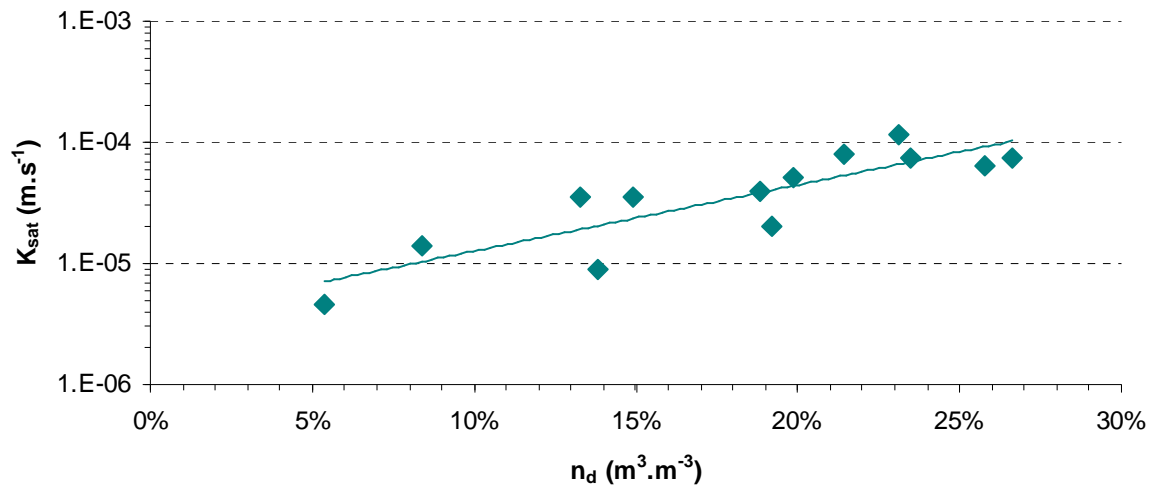


Figure II-28 : perméabilité à saturation en fonction de la porosité ouverte pour tous les essais entrepris, avec tendance log-linéaire.

Tableau II-16 : coefficients de détermination en fonction des paramètres mesurés sur tous les essais.

Coef. R^2	ρ_d	n_o	n_d	K_{sat}	$\ln(K_{sat})$
ρ_d		0.49	0.65	0.65	0.70
n_o	0.49		0.21	0.61	0.38
n_d	0.65	0.21		0.63	0.74
K_{sat}	0.65	0.61	0.63		
$\ln(K_{sat})$	0.70	0.38	0.74		

Il apparaît en conclusion que la perméabilité à saturation est expliquée au mieux par la porosité de drainage parmi les variables testées et d'après les résultats des essais réalisés en cellule Alpha. La masse volumique sèche paraît cependant également un assez bon indicateur pour suivre la plupart des caractéristiques hydrologiques étudiées ici. La porosité ouverte est généralement assez faiblement corrélée aux autres variables pour ce qui est de la série de résultats obtenus ici. Cela tendrait à dire que son influence sur les caractéristiques hydrologiques est plus réduite que la porosité de drainage.

Ces résultats portent toutefois sur une totalité de 13 essais réalisés dans une faible gamme de ρ_d , ce qui reste limité eu égard à l'hétérogénéité du déchet, et il convient donc de les interpréter avec prudence.

3.1.2. Essais de porosité et de perméabilité à saturation au cours de la biodégradation

- Introduction et présentation du matériel et de la méthode

Les essais de porosité et de perméabilité sur déchets frais, également réalisés dans la cellule Alpha (§ II-2.2.1.), ont pour objectif de caractériser ces deux propriétés hydriques à saturation en fonction de l'état de biodégradation du déchet. Comme discuté au § II-1.3., la biodégradation a un effet sur un certain nombre de propriétés du milieu, qui sont encore mal quantifiées.

La durée de ces essais de suivi de la biodégradation est en conséquence bien plus longue que les essais sur déchets initiaux. Une durée de 15 semaines (105 jours) a été choisie dans l'objectif de limiter la durée d'essai tout en permettant d'observer des changements biochimiques témoins de la biodégradation. Compte tenu de la durée de ces essais, il n'a pas été possible de faire varier d'autres

paramètres comme la densité notamment. Le protocole en ce qui concerne la mesure de la porosité et de la perméabilité est identique aux essais sur déchets frais, avec de plus :

- une mesure de la composition en gaz majeurs (CH_4 , CO_2) par spectrométrie (voir § IV-1.1.) ;
- une mesure du pH et de la conductivité des lixiviats par sondes portables (voir § IV-1.1.).

Le matériel et les méthodes employées sont identiques à celles du § II-3.1.1., à ceci près que les mesures sont réalisées toutes les 3 semaines sur un même déchet se dégradant durant toute la durée. Ainsi, toutes les 3 semaines, le déchet est humidifié puis drainé gravitairement. Ceci permet, outre la mesure des paramètres hydriques, d'assurer que la teneur en eau du déchet est élevée, facilitant la biodégradation. En revanche, un effet de lessivage (« *flushing* ») pourrait aussi se faire sentir en raison de cette procédure d'humidification.

- Matériaux testés

Les quatre matériaux testés pour les essais de porosité et de perméabilité à saturation ont été présentés plus haut (Tableau II-13). Les essais portant sur le suivi de la porosité et de la perméabilité en fonction du degré de biodégradation ont porté sur les deux OM A et E ainsi que sur le biodéchet C.

- Suivi de la biodégradation

Pour le suivi de la biodégradation, la qualité du biogaz, mesurée au moment de l'imbibition (Figure II-29), le pH (Figure II-30) et la conductivité (Figure II-31) des lixiviats peuvent apporter des éléments intéressants. Par ailleurs, la perte de masse totale due à la biodégradation sera également étudiée.

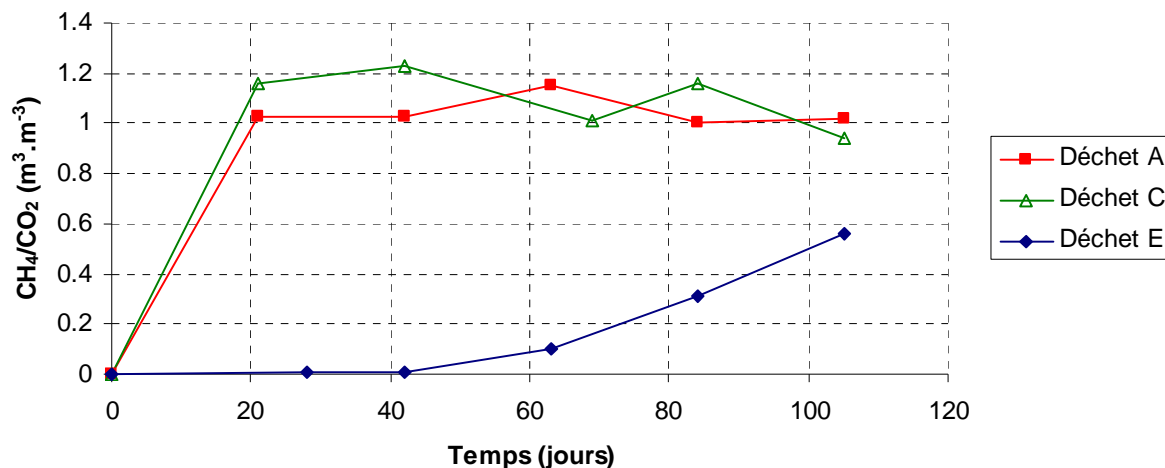


Figure II-29 : suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.

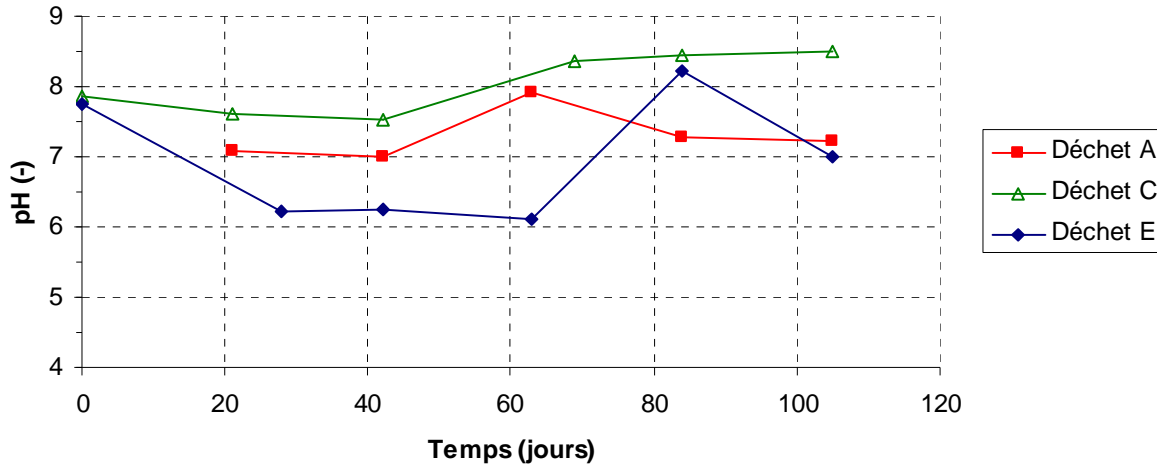


Figure II-30 : suivi du pH des lixiviats drainés pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.

Les essais sur déchet A et C montrent la même tendance avec accès à la méthanogénèse très rapide, puisque 3 semaines après le démarrage du premier essai, et jusqu'à la fin du dernier essai, le rapport CH_4/CO_2 indique une méthanogénèse stable (Figure II-29). En revanche, pour le déchet E, la proportion de méthane n'augmente que très progressivement, et, même après 5 essais (105 jours), on n'a pas encore atteint la méthanogénèse. Le pH des lixiviats drainés dans l'essai E est globalement plus acide que pour les déchets A et C (Figure II-30). Le changement de comportement après 60 jours est confirmé pour le déchet E. De même que pour la composition du biogaz et le pH, la conductivité des lixiviats des déchets A et C est assez proche au cours de l'essai (Figure II-31). On notera toutefois sur les trois essais une tendance à la baisse de la conductivité en fonction du temps, ce qui paraît assez logique au cours d'un processus de lixiviation dans le temps.

Tableau II-17 : paramètres initiaux et finaux des essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.

	ρ_d^0 (t/m)	n_o^0 (m ³ /m ³)	n_o^f (m ³ /m ³)	Δn_o (m ³ /m ³)	Δm_s (g)	$\Delta m_s/m_s^0$ (kg/kg)
Déchet A	0.504	56.4%	62.4%	6.0%	891	22.1%
Déchet C	0.470	69.1%	71.4%	2.3%	268	7.1%
Déchet E	0.382	74.3%	76.2%	1.9%	137	4.5%

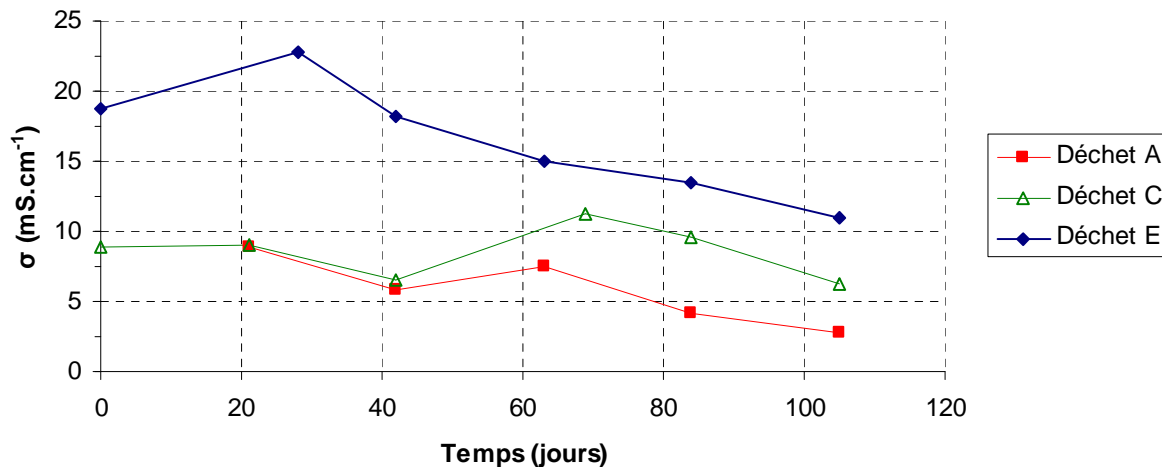


Figure II-31 : suivi de la conductivité des lixiviats drainés pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.

A la fin des trois essais, la mesure de la teneur en matière sèche finale a permis de déterminer la perte de masse sèche consécutive à la biodégradation. Plus que la perte nette, la perte relative par rapport à la masse sèche initiale m_s^0 est révélatrice (Tableau II-17) :

- on trouve une perte de masse importante (22.1%) sur le déchet A, et nettement plus modérée sur les déchets C et E (7.1% et 4.5% respectivement) ;
- malgré des déchets différents et des masses volumiques sèches initiales ρ_d^0 assez différentes, on a une très bonne corrélation entre variation de porosité ouverte Δn_o et variation de masse sèche relative $\Delta m_s/m_s^0$ ($R^2 = 1.00$). Le suivi de la porosité ouverte sera présenté au paragraphe suivant.

Le suivi du tassement aurait été nécessaire pour compléter cette comparaison entre masses volumiques sèches initiale finale, ce qui n'a pas été possible ici. Le tassement du déchet s'est traduit par une création d'un volume sur la partie haute de la colonne, qui a donc permis d'augmenter la porosité ouverte du matériau, mais il est clair que ceci n'aurait pas été observé dans le cas d'un échantillon comprimé.

En conclusion sur l'observation de la biodégradation, on peut donc dire que le déchet A est un déchet qui s'est assez fortement dégradé tout au long des essais, que le déchet C a subi une dégradation bien plus modérée, et que le déchet E a démarré très tardivement une biodégradation, qui ne s'est pas traduite par une forte perte de masse sur la période d'observation.

• Résultats des essais de porosité

Le suivi de la porosité ouverte et de la porosité de drainage sont donnés respectivement en Figure II-32 et Figure II-33. La porosité ouverte a eu tendance à légèrement augmenter, même assez fortement sur le déchet A, sauf sur la fin de la série d'essais sur le déchet E, où une tendance à une légère diminution est observée. Si l'augmentation de la porosité ouverte se comprend bien, car elle est provoquée par une perte de masse solide, la diminution de la porosité ouverte sur la fin de l'essai E ne saurait s'expliquer que par des phénomènes de changements structuraux au cours de la dégradation. L'hypothèse de dire que cette diminution serait associée à une production de bulles de biogaz piégées rendant le milieu moins perméable à l'eau ne semble pas réaliste, comme le montreront les données de perméabilité. Comme nous l'avons indiqué plus haut, le tassement du déchet n'étant pas suivi au cours de l'essai, l'interprétation du suivi de porosité ouverte doit toutefois être prudente, puisque le volume total n'est pas modifié. En ce sens, le suivi de la porosité peut s'apparenter à un suivi de la perte de matière sèche, la perte du volume solide étant équivalente à l'augmentation du volume des vides, d'où l'augmentation de la porosité ouverte.

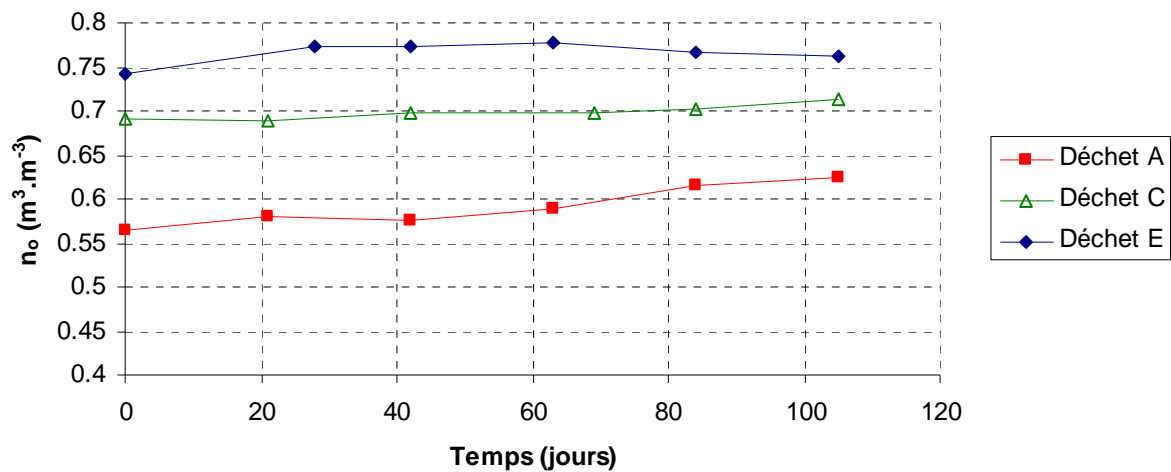


Figure II-32 : suivi de la porosité ouverte pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.

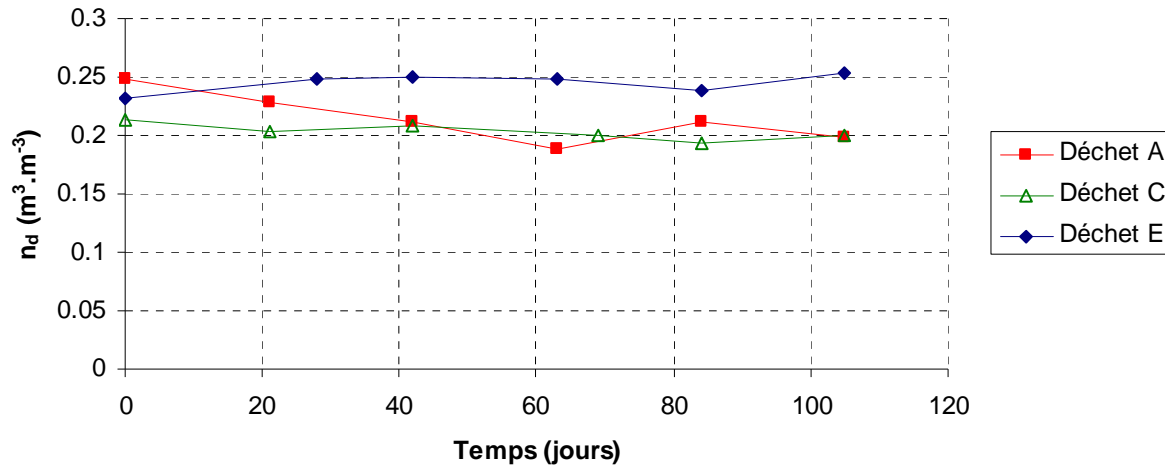


Figure II-33 : suivi de la porosité de drainage pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.

En ce qui concerne la porosité de drainage, il n'est pas possible de déterminer de façon nette une influence en fonction de la durée de l'essai, sauf sur le déchet A où cette dernière diminue. Cette « stabilité apparente » de la porosité de drainage peut toutefois résulter de changements structuraux internes qui vont dans deux sens : diminution de la granulométrie générale, mais aussi élargissement possible de certains macropores en raison de la perte de masse.

- Résultats des essais de perméabilité

Le suivi de la perméabilité à saturation en fonction du temps est présenté sur la Figure II-34. Comme pour le suivi des paramètres de la biodégradation et de la porosité, on constate que le déchet A suit une autre évolution que les déchets C et E. Le déchet A subit une diminution de près de deux ordres de grandeurs de K_{sat} . Compte tenu des incertitudes sur la mesure de ce paramètre, il n'est pas possible de commenter la diminution très légère de K_{sat} pour le déchet C, et son augmentation très légère pour le déchet E. Ces variations sont en effet minimales si on les observe à l'échelle logarithmique. Ces variations sont à rapprocher des pertes de masses, significatives uniquement sur le déchet A (Tableau II-17).

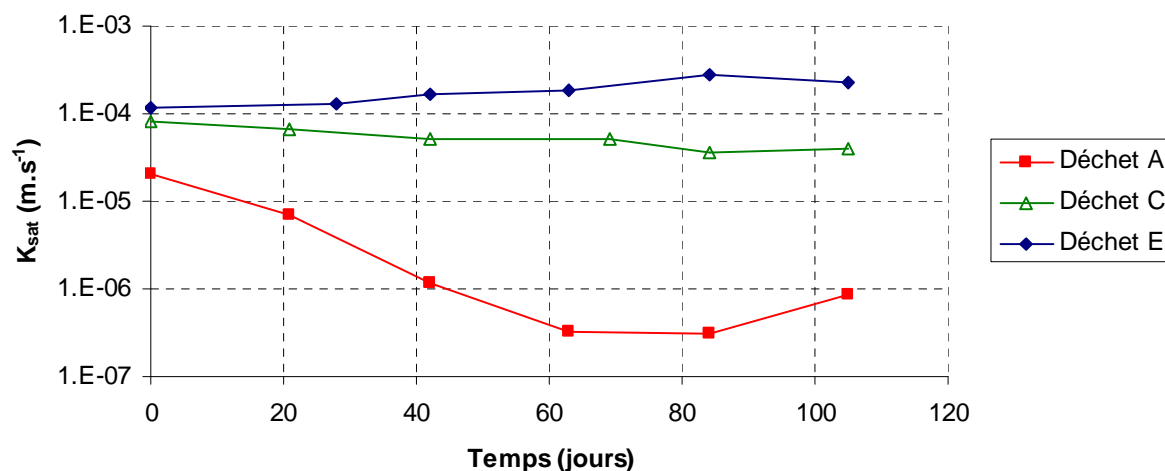


Figure II-34 : suivi de la perméabilité à saturation pour les trois essais de porosité et de perméabilité au cours de la biodégradation.

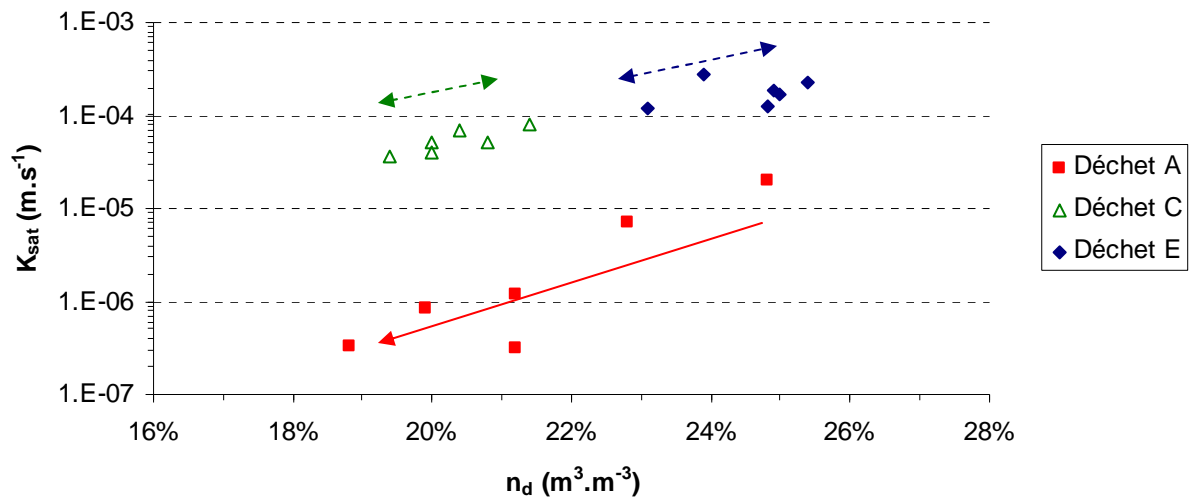


Figure II-35 : perméabilité à saturation en fonction de la porosité ouverte pour les essais au cours de la biodégradation. Les flèches indiquent l'évolution des points au cours de la biodégradation.

Il est intéressant, comme pour les essais sur déchets frais, de visualiser la relation entre porosité de drainage et perméabilité à saturation au cours de la biodégradation (Figure II-35). Là aussi, pour les déchets C et E, les variations sont logiquement minimales, et les points sont agglomérés sans observer une tendance nette au cours de la biodégradation. Pour le déchet A, en revanche, il y a d'une part une évolution vers la diminution de K_{sat} et de n_d au cours de la biodégradation, mais de plus, les points sont assez bien corrélés ($R^2 = 0.82$). On retrouve donc cette même tendance à une corrélation entre porosité de drainage et perméabilité à saturation comme sur les déchets frais. Cette augmentation est toutefois à interpréter avec précaution, compte tenu qu'il ne s'agit de résultats sur un déchet.

3.1.3. Conclusions sur les essais de porosité et perméabilité

Les essais réalisés en cellule Alpha ont permis :

- d'identifier que, parmi les paramètres étudiés sur les déchets frais, la *masse volumique sèche* et la *porosité de drainage* influençaient fortement la *perméabilité à saturation* ;
- de réaliser que les *changements structuraux complexes* liés à la biodégradation se traduisaient par une *influence limitée* sur la *porosité de drainage*, et une *modification de la perméabilité à saturation*, qui va jusqu'à diminuer de deux ordres de grandeur pour un déchet bien dégradé.

Ces essais ont donc donné des tendances intéressantes, mais dans des conditions non comprimées, donc à des masses volumiques sèches relativement faibles. De plus, la condition de saturation est rarement remplie dans des ISDND. Ce type d'essai, simple à conduire, est cependant prometteur. Pour approfondir ces essais, il serait pertinent de réaliser ces mêmes essais au cours de la biodégradation à des masses volumiques sèches initiales identiques, et en réalisant un suivi des tassements, voire de la production de biogaz en fonction du temps.

D'une manière générale, tous les essais présentés étant basés sur des mesures de porosité et de perméabilité à l'eau, ils donnent des résultats qui ne sont pas directement comparables aux essais réalisés par Stoltz (2009). En effet, la porosité expérimentale au gaz sous pression est sans doute supérieure à celle déterminée par ces essais d'humidification-drainage. Il s'agit ici du principal problème des mesures expérimentales de porosité, qui sont liées à la pression de fluide appliquée.

En se basant sur les différents concepts abordés, d'une part, dans l'étude bibliographique réalisée plus tôt (§ II-1.1.5.), et d'autre part sur les enseignements de ces essais, il est possible de distinguer, parmi les définitions des différentes porosités, plusieurs groupes de définitions, et leur signification respective (Figure II-36) :

- définitions et concepts *théoriques*, utilisés en modélisation, mais difficilement accessibles par voie expérimentale à ce jour ;
- définitions *expérimentales* basées sur des essais au gaz ou à l'eau.

Il reste que, d'un point de vue opérationnel, les définitions proposées par la théorie peuvent trouver leurs limites, car elles ne correspondent pas forcément aux valeurs dont aura besoin un opérateur pour caractériser le vide poral accessible à du lixiviat injecté (cas de la porosité totale incluant des pores très peu accessibles). Quoi qu'il en soit, il convient d'avoir conscience de ces différentes définitions et d'interpréter en conséquence avec prudence les valeurs de la bibliographie.

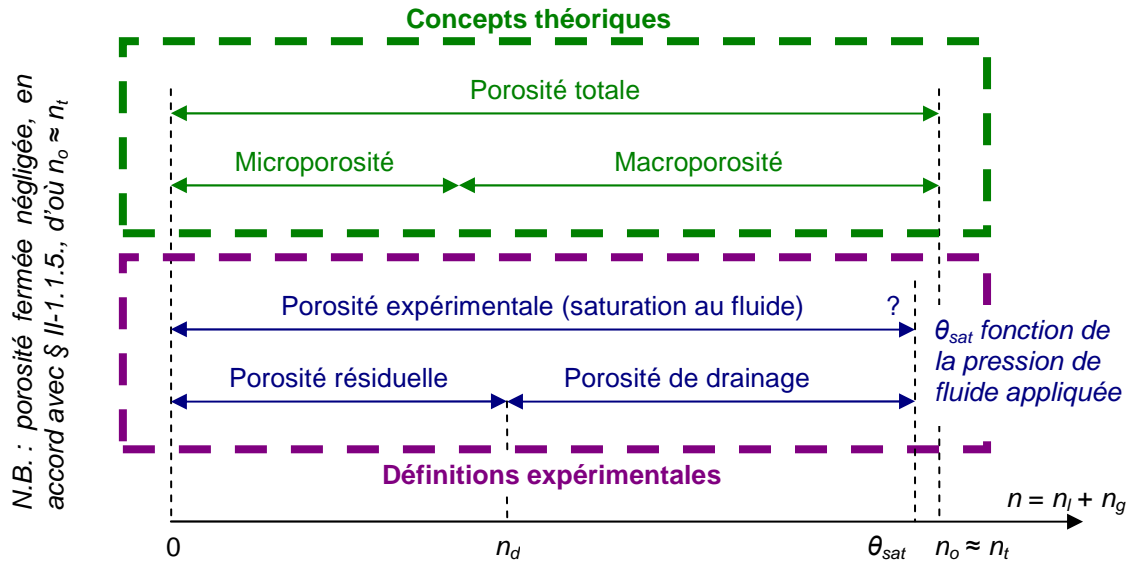


Figure II-36 : propositions d'échelles de porosités (adapté d'après Stoltz, 2009).

3.2. Essais de succion en milieu non saturé

3.2.1. Essais de succion sur des échantillons frais et dégradés

- Introduction et présentation du matériel et de la méthode

Les essais de succion sur déchets frais et dégradés, réalisés dans les cellules Extractors (§ II-2.2.2.), ont pour objectif de caractériser les propriétés de rétention discutées au § II-1.1. La durée des essais, qui peut dépasser un an, ne permet pas de multiplier ces derniers. Plusieurs essais sont en cours, mais n'ont pas pu être inclus dans cette étude, car ils ne sont pas terminés.

On s'est attaché ici à caractériser un même déchet, le déchet A, dans son état initial avant lancement d'un essai dans la cellule large échelle de compression CICLADE (§ IV), et du même déchet dans son état dégradé en fin d'essai. Ces essais permettront de dégager des informations sur le comportement aux écoulements dans les déchets non saturés, et de comparer ce comportement en fonction de l'état vis-à-vis de la biodégradation.

Comme indiqué précédemment (§ II-2.2.2.), on détermine plusieurs points de la courbe de rétention en incrémentant par palier la pression de gaz. Ici, typiquement, les incréments suivants de pression ont été considérés :

- 10, 25, 40, 60, 80, 110, 150, 200, 300 et 450 kPa pour le déchet A « frais » ;
- 10, 25, 40, 80, 150, 300 et 450 kPa pour le déchet A « dégradé ».

Le déchet frais a été pris directement de fûts dans lesquels les déchets étaient conditionnés, alors que le déchet dégradé a été prélevé sur le volume final excavé à partir d'un essai CICLADE (C2.1). Ce déchet n'a pas subi de remaniement, afin de conserver les propriétés de transferts que le déchet avait au cours de l'essai fortement comprimé. Pour le déchet frais, relativement peu dense, la mise en place dans le cylindre d'essai fut directe, alors que pour le déchet dégradé, une découpe a dû être réalisée dans l'échantillon préalablement congelé afin de maintenir la structure consolidée après l'essai dans la cellule CICLADE (Figure II-37).



Figure II-37 : réalisation de l'échantillon sur essai dégradé. La surface à découper est matérialisée par une bande blanche sur le déchet congelé.

La congélation de l'échantillon de déchet dégradé a permis de réaliser une découpe dans de bonnes conditions. Le volume de l'échantillon a ensuite été mesuré dans un bac d'eau, alors que l'échantillon était toujours congelé. Nous avons ensuite laissé lentement le déchet remonter à la température ambiante une fois mis en place dans le cylindre (Figure II-22).

La découpe de l'échantillon, bien que minutieuse, a fait apparaître certaines zones non aplanies et des hétérogénéités à la fois sur le pourtour du cylindre, mais aussi à sa base. Afin de garantir un bon contact de la base du cylindre avec la plaque céramique, et donc un essai dans de bonnes conditions, de la poudre de kaolin a été rajoutée dans les vides laissés par le déchet.

Les deux déchets, frais et dégradé, une fois en place dans le cylindre, ont été déposés sur la céramique poreuse. Ils ont été enfin saturés par de l'eau jusqu'à ce que l'absorption par la matrice solide ne soit plus possible. Les quantités d'eau ajoutée ont été intégrées au calcul du bilan hydrique, qui a été réalisé en fin d'essai (mise à l'étuve finale de l'échantillon). Il y a une incertitude sur la teneur en eau initiale (correspondant à $P_c = 0$ kPa), en raison de la présence possible d'eau sur ou sous la plaque céramique, qui pourrait être attribuée par erreur à de l'eau dans l'échantillon, et la mesure correspondant à $P_c = 0$ kPa ne sera donc pas présentée sur les graphiques.

- Résultats des essais sur déchet frais et dégradé

La Figure II-38 présente les résultats sur déchet frais ($\rho_d = 0.38$ kg/L) et dégradé ($\rho_d = 0.58$ kg/L), avec également les résultats de Stoltz et al. (2010) sur le même déchet :

- les allures des deux courbes sont très proches, et semblent très légèrement « traduites » ;
- la teneur en eau résiduelle (θ_r , valeur asymptotique à forte P_c) semble assez forte ($\theta_r > 0.15$ m³/m³) et la porosité non accessible à la succion est nettement plus importante dans les déchets que dans les sols ;
- de plus, θ_r semble assez proche dans les deux cas, indiquant que cette dernière n'est pas affectée de façon importante par la dégradation. En d'autres termes, les pores de petite taille seraient plutôt localisés dans les matériaux se dégradant pas ou peu (bois, inertes, éventuellement papiers).

Les conditions d'essai ici varient en fonction de deux paramètres majeurs : la *masse volumique* ρ_d d'une part, la *biodégradation* d'autre part. Malheureusement, des contraintes techniques n'ont pas pu permettre, expérimentalement, de dissocier ces effets. La comparaison avec les essais de Stoltz et al. (2010) permet toutefois de voir que, sur un même déchet A (frais), avec $\rho_d = 0.58$ kg/L, on a correspondance des valeurs à $P_c = 10$ kPa ($\theta(10 \text{ kPa}) \approx 0.41$ m³/m³ dans les deux cas).

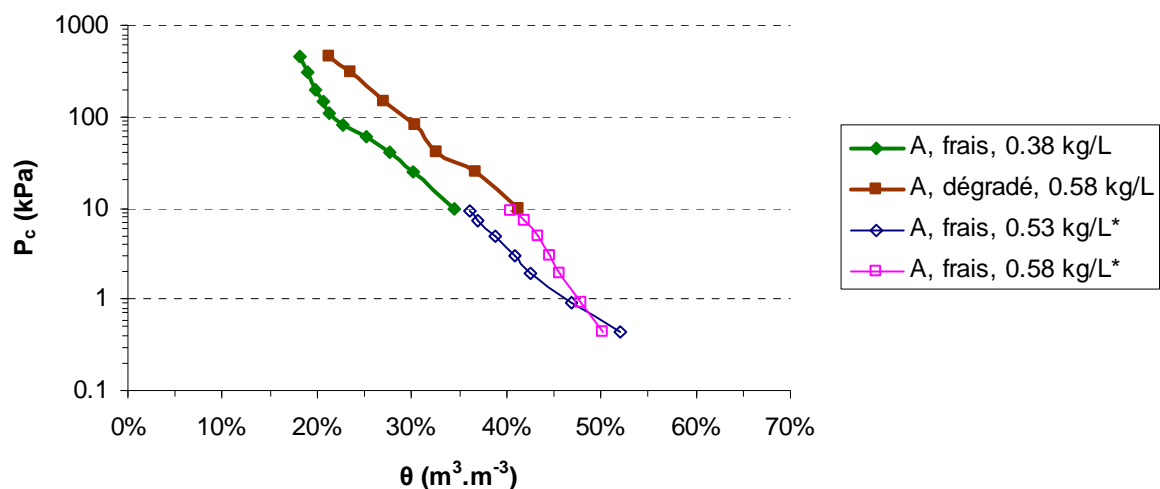


Figure II-38 : résultats des essais de succion sur déchet A frais et dégradé (*résultats de Stoltz et al., 2010).

L'écart entre les deux courbes paraît justifiable par la simple variation de ρ_d , sans prendre en compte la biodégradation. L'influence de la masse volumique croissante sur les courbes de rétention semble bien être une translation de la courbe vers des teneurs en eau plus fortes, comme observé pour de nombreux déchets de la littérature. En revanche, à masse volumique sèche plus forte, la porosité totale diminue, et ainsi $\theta(0 \text{ kPa}) = \theta_{sat}$ également, ce qui induit un *croisement des courbes* pour des ρ_d différents.

La biodégradation va, en principe, avoir tendance à diminuer la taille des pores (Stoltz, 2009), mais surtout avoir un effet sur la macroporosité. La microporosité, assimilable ici à la quantité d'eau retenue à très forte valeur de P_c , est peu affectée, comme le montre le faible écart entre les deux courbes.

Cela tendrait donc à dire que, parmi les deux effets, la *biodégradation* serait moins déterminante que la *masse volumique sèche*.

Les deux courbes déterminées ici sont présentées également en Figure II-39 en comparaison avec d'autres courbes de rétention, déjà montrées au § II-1.1.7. Les courbes déterminées ici donnent des résultats assez comparables aux autres essais, et sont logiquement assez proches des résultats de Stoltz et al. (2010), réalisés pour partie sur le même déchet (voir Tableau II-18). Il semblerait, comme nous l'indiquions déjà plus haut, qu'il y ait bien un effet du type de déchets, les courbes obtenues sur des déchets prétraités (PTMB) étant nettement distinguées des autres courbes obtenues sur déchets ménagers (OM). En revanche, l'influence de la masse volumique, bien qu'importante, ne semble pas expliquer totalement les différences entre les courbes, ce qui présuppose un rôle du type de déchet ou de sa mise en œuvre pour l'essai.

- Ajustement des essais de succion par la loi de Van Genuchten (1980)

Les courbes de rétention sont ajustées avec le modèle de van Genuchten (1980), utilisé dans les sols²¹ :

$$\theta = (\theta_{sat} - \theta_r) \cdot \left(1 + (\alpha \cdot P_c)^n\right)^{-\frac{1}{n}} + \theta_r \quad [\text{II-27}]$$

où θ_r est la teneur en eau résiduelle (m^3/m^3), α est un paramètre d'ajustement lié à la pression d'entrée d'air (1/kPa), et n est un paramètre d'ajustement (-).

L'ajustement est réalisé en utilisant des mesures de θ_{sat} , lorsqu'elles sont disponibles, et en faisant des hypothèses sur θ_r . Les autres paramètres sont ajustés par une méthode des moindres carrés. Les résultats des ajustements sont donnés dans le Tableau II-18. Un autre déchet est également donné pour comparaison. Les valeurs de θ_{sat} sont issues d'ajustements, et ne présupposent pas d'une valeur de porosité du déchet (cette dernière étant déterminée par d'autres essais ou par calcul).

Tableau II-18 : paramètres d'ajustement de la loi de Van Genuchten pour quelques courbes de rétention.

Auteurs	Stoltz et al. (2010)				Cette étude	
	Autre OM broyée fraîche		A frais (OM broyée)		A frais/dégr. (OM broyée)	
ρ_d^0 (kg/L)	0.540	0.770	0.530	0.580	0.375	0.582
θ_{sat} (m^3/m^3)	0.620	0.453	0.547	0.520	0.770	0.680
θ_r (m^3/m^3)	0.200	0.200	0.150	0.150	0.150	0.150
α (1/kPa)	2.9	0.57	3.0	2.0	3.5	0.9
n (-)	1.56	1.33	1.19	1.12	1.37	1.34

²¹ D'autres modèles sont présentés et appliqués à certaines des données présentées dans Stoltz et al. (2010).

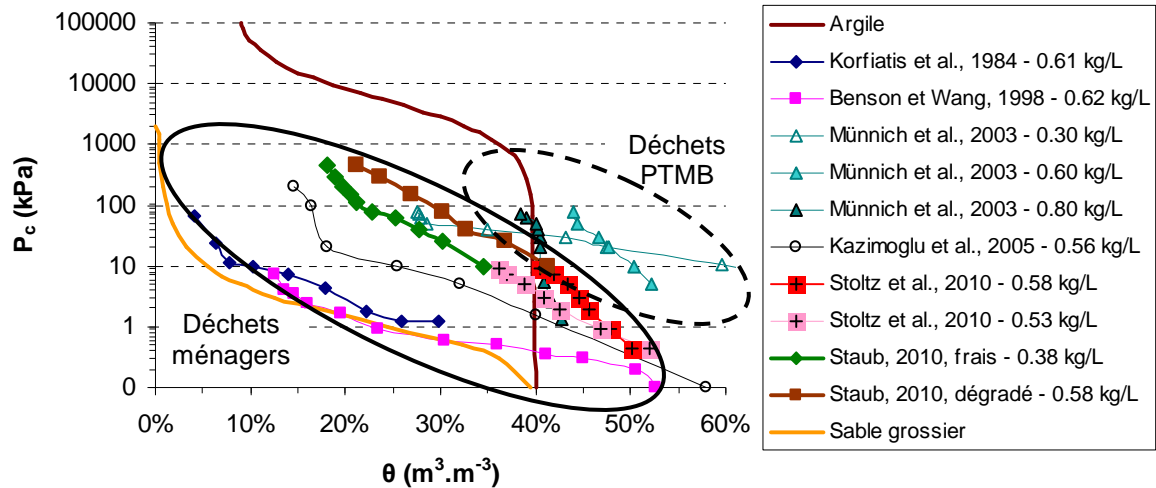


Figure II-39 : résultats des essais de succion en comparaison avec d'autres essais de la littérature.

3.2.2. Conclusions sur les essais de succion

Les essais de succion sur déchets, encore relativement rares dans la littérature, apportent des informations intéressantes sur les propriétés de transfert dans les déchets, complémentaires des essais de porosité-perméabilité à saturation présentés plus haut. Les résultats obtenus ici en cellules d'extraction d'humidité sont très proches de ceux obtenus pour un même déchet par Stoltz et al. (2010).

Les déchets ont des porosités et des propriétés mécaniques (voir § V) sans doute assez proches des tourbes, en revanche, leur comportement hydrologique se rapprocherait davantage de celui d'un sable. Il s'agit donc réellement d'un milieu à part entière. Les deux essais réalisés, comparés aux autres essais du LTHE, permettent de penser que l'influence de la biodégradation n'est pas prépondérante, mais que la masse volumique sèche du matériau influe davantage sur ses propriétés de transfert.

3.3. Conclusions : apports des essais de caractérisation

Les essais de caractérisation hydrique permettent d'une manière générale de mettre en évidence un comportement de milieu à double porosité, mais sans laisser présager d'un comportement multiporale plus complexe à ce stade. Ces essais ont permis d'améliorer la connaissance des propriétés de transfert en milieu saturé et non saturé. Ils apportent des éléments indispensables pour la modélisation des transferts en milieu poreux dégradé.

L'effet de la biodégradation semble limité sur les propriétés de transfert, d'après les essais de porosité-perméabilité à saturation, ainsi que d'après les essais de succion. La masse volumique sèche du déchet semble en revanche avoir un effet déterminant sur le comportement hydrique du milieu déchet, et doit donc rester la variable privilégiée pour l'étude de ces propriétés.

Le nombre d'essais réalisés reste toutefois modeste, et il conviendrait d'étudier l'effet de la biodégradation plus en détail, notamment sur un échantillon frais et dégradé compacté à la même masse volumique. Par ailleurs, la nature du matériau, et notamment l'effet du prétraitement de déchets, pourrait avoir une influence décisive, si l'on s'en tient aux résultats de la littérature. Des essais sont donc en cours pour essayer de répondre à ces questions encore ouvertes.

Chapitre III. Développements métrologiques

Résumé :

Ce troisième chapitre présente l'application de méthodes de métrologie spécifiques pour des mesures directes et indirectes dans des déchets non dangereux.

En premier lieu, une revue et une classification des techniques directes et indirectes pour évaluer la masse volumique et la teneur en eau de déchets est présentée. Les avantages et les limites des différentes techniques sont exposés. Des expériences de standardisation pour déterminer la teneur en eau par la méthode gravimétrique directe ont été conduites et ont montré la nécessité de s'accorder sur des standards internationaux dans ce domaine.

En second lieu, la calibration et la validation de méthodes indirectes de mesure sont présentées. Ces expériences comportent une étude détaillée des effets du matériau et des fluides sur les mesures par sonde à réflectométrie dans le domaine temporel (TDR) et sonde à neutrons. Ces méthodes se sont avérées fiables lorsqu'elles sont utilisées pour des déchets classiques dans une certaine gamme de calibration, et se s'avèrent surtout pertinentes à l'échelle du laboratoire en raison de volumes de mesure limités.

En dernier lieu, les méthodes de mesure indirecte sont appliquées pour un suivi à l'échelle du laboratoire et du site. L'utilisation de la méthode TDR en parallèle à la méthode neutron dans des bioréacteurs large échelle produit des résultats prometteurs et permet un suivi spatial des transferts liquides dans le déchet. L'application des méthodes neutron et gamma à l'échelle du site a cependant montré quelques limitations en raison de l'échelle importante et des incertitudes à propos du transfert des résultats de calibration à d'autres échelles ou sur d'autres matériaux.

Abstract:

This third chapter addresses the application of specific measurement techniques for direct and indirect measurements in municipal solid waste.

First, a review and a classification of direct and indirect techniques to assess density and moisture content of waste materials are presented. The advantages and limits of the different techniques are shown. Standardization experiments to determine the moisture content using the direct gravimetric method have been conducted and have shown the necessity to agree on international standards in this field.

Second, the calibration and validation of indirect measurement methods are presented. These experiments include an in-depth study of material and liquid effects on the time-domain reflectometry (TDR) and neutron scattering methods. These methods proved to be reliable when used for standard waste materials and within a certain calibration range, and seem to be mostly relevant at the laboratory scale because of limited measurement volumes.

Third, the indirect measurement methods are applied to the monitoring of laboratory-scale and site-scale setups. The application of TDR in parallel to neutron scattering in large-scale bioreactors yielded promising results and enabled a spatial monitoring of liquid flows within the waste medium. However, the application of neutron and gamma probes at the site-scale revealed some limitations due to the large scale of application and to uncertainties about the transfer of calibration results at other scales or on other materials.

1. Etude des méthodes de métrologie directe

1.1. Comparaison des méthodes de mesure de l'humidité et de la masse volumique dans les déchets

1.1.1. Types de méthodes

- Introduction – Méthodes directes et indirectes

La masse volumique et la teneur en eau (dont les différentes définitions sont données au § II-1.1.) d'un déchet sont des valeurs essentielles à déterminer, et se caractérisent chacune par une certaine masse de solide ou liquide dans un volume d'étude donné. Ces grandeurs peuvent se mesurer ou être estimée par de nombreuses méthodes. On peut les classer selon qu'elles sont directes ou indirectes, selon la nature de l'information qui nous est donnée :

- masse ou volume de solide ou d'eau contenu dans un volume étudié : méthode dite *directe* ;
- grandeur physique corrélable à la masse volumique ou la teneur en eau : méthode dite *indirecte*.

Parmi les grandeurs physiques corrélables à la teneur en eau, on peut lister la conductivité ou la résistivité du milieu, sa permittivité électrique, ses propriétés électromagnétiques et notamment d'induction, son ratio d'absorption ou taux de comptage de neutrons, les propriétés de conductivité thermique du milieu, voire d'autres grandeurs physiques. Les méthodes de tensiométrie, applicables aux sols, ne sont pas adaptées au milieu complexe qu'est le déchet (Yuen et al., 2000), elles ne seront donc pas détaillées dans ce qui suit. Signalons enfin d'autres types de mesures indirectes de la teneur en eau, utilisées plus rarement :

- une corrélation entre tassements et variation d'humidité, suggérée par Pierce et al. (2005), permettrait d'utiliser les données d'humidité pour déterminer les tassements et vice versa ;
- assez indirectement, on peut aussi noter les tentatives de mesure de teneur en eau par analyse des données sismiques du sous-sol (Olivier, 2003).

En ce qui concerne les méthodes indirectes, on distingue principalement des méthodes électriques, électromagnétiques (ces deux dernières méthodes étant parfois combinées pour leur application à grande échelle sous l'appellation « méthodes géophysiques ») et nucléaires (EPA, 1993). Deux autres méthodes, par partitionnement de gaz traceurs et par fibre optique, seront aussi abordées succinctement.

Plusieurs de ces méthodes, développées initialement pour le suivi de teneur en eau, permettent également un suivi de la masse volumique du milieu, tout du moins dans les sols. Il s'agit principalement de méthodes nucléaires, sondes à neutrons et sondes gamma, qui seront étudiées puis appliquées dans les paragraphes qui suivent.

→ Les méthodes gravimétrique, TDR (électromagnétique) et neutrons (nucléaire) seront étudiées aux § III-1.2., III-2.1. et III-2.2. respectivement, et ne seront abordées que brièvement dans les paragraphes suivants.

- Méthodes gravimétriques de mesure de la masse volumique et de la teneur en eau

La méthode gravimétrique est la plus ancienne et la plus fiable des méthodes de mesure de masse volumique et de teneur en eau, si bien qu'elle est utilisée comme méthode standard par rapport à laquelle toutes les autres méthodes indirectes de mesure sont calibrées (Walker et al., 2004).

Pour ce qui est de la mesure d'une masse volumique, il s'agit de connaître un volume donné du milieu étudié, puis de l'extraire et de le peser. Comme nous le verrons plus loin, cette démarche,

apparemment simple, est très complexe sur un milieu aussi hétérogène et généralement aussi peu cohésif que les déchets. A l'échelle de site, des mesures in situ sur des volumes de 2 à 4 m³ ont été réalisées (Thomas, 2000), alors qu'à l'échelle du laboratoire, les volumes sont généralement plus petits.

Quant à la détermination de la teneur en eau d'un échantillon, cette dernière passe toujours par un séchage d'un volume donné à l'étuve à une certaine température. Le volume de mesure* est généralement de l'ordre de grandeur de quelques litres au maximum, sauf équipement spécifique de grande taille. Nous verrons au § III-1.2.1. que les procédures peuvent varier d'un auteur à l'autre, ce qui peut poser problème en terme de comparaison de résultats. La mesure de teneur en eau par méthode gravimétrique est nécessairement destructrice et requiert l'accès direct au milieu étudié, ce qui n'est pas forcément aisé dans le cas de déchets enfouis, qu'il est alors nécessaire d'excaver par la réalisation de forages, qui peuvent être très coûteux.

→ Cette méthode sera étudiée ultérieurement de façon plus approfondie (§ III-1.2.).

- Méthodes électriques de mesure de la teneur en eau

Les méthodes électriques comprennent notamment les méthodes de mesure de la résistivité ρ ou de la conductivité σ ($\rho = 1/\sigma$), du potentiel spontané ainsi que la mesure de la polarisation induite (EPA, 1993). La plupart de ces méthodes sont principalement destinées aux mesures sur site.

La méthode la plus couramment employée est celle de la mesure de la résistivité électrique (Imhoff et al., 2007). Celle-ci peut se faire :

- par la pose de sondes résistives, qui sont composées d'un milieu poreux bien connu, souvent des blocs de gypse. L'application d'un courant permet de déterminer la résistance électrique du milieu, corrélable elle-même à la teneur en eau du milieu (Gawande et al., 2003) ;
- par une mesure géophysique de surface (electrical resistivity tomography, ERT) en insérant des électrodes à la surface de l'ISDND étudiée (Guérin et al., 2004 ; Clément et al., 2010).

La résistivité des milieux solides est généralement très élevée comparée à celle des fluides circulant en son sein (Guérin et al., 2004) :

- lixiviats : $\rho = 0.9-5 \Omega.m$;
- argile : $\rho = 5-80 \Omega.m$;
- sable sec : $\rho = 250-4000 \Omega.m$;
- granite : $\rho = 1000-20000 \Omega.m$.

Les deux méthodes sont utilisables à l'échelle d'un site, les sondes de résistivité pouvant également être employées sur des pilotes de laboratoire. Ces méthodes ont les avantages d'être relativement peu onéreuses et faciles à installer. La pose de sondes de résistivité au sein du déchet ne peut toutefois s'envisager qu'au moment de la construction de l'ISDND. Ces sondes sont fortement sensibles aux changements de conductivité des lixiviats et de température (Grellier et al., 2006). Leur durée de vie est également assez limitée (Yuen, 1999) en raison des agressions chimiques du lixiviat.

La méthode ERT permet de suivre efficacement des épisodes d'injection de lixiviats dans un massif de déchets (Clément et al., 2010), même si l'inversion des résultats bruts en teneur en eau reste délicate. De plus, les contrastes entre résistivité du déchet et lixiviats peuvent parfois être limités, notamment lorsque la différence de température entre les deux milieux est importante (Guérin et al., 2004).

Les volumes de mesure pour ces méthodes varient de quelques décilitres à quelques litres pour les sondes ponctuelles, à quelques centaines de mètres cubes pour l'ERT, ce qui rend nécessairement cette dernière applicable prioritairement à l'échelle du site.

- Méthodes électromagnétiques de mesure de la teneur en eau

Les méthodes électromagnétiques mesurent les propriétés diélectriques du milieu (Bouyé et al., 2005). Elles se divisent en réflectométrie et transmissiométrie dans le domaine temporel ou fréquentiel. Il s'agit à chaque fois de mesurer le temps de propagation d'une onde électromagnétique le long d'un guide d'ondes dans le milieu (Gawande et al., 2003). En réflectométrie, le signal est analysé au niveau du début du guide d'ondes (l'onde faisant alors un aller-retour dans le milieu), alors qu'en transmissiométrie, le signal est analysé en bout de guide d'ondes (l'onde ne faisant qu'un passage dans le milieu).

Les deux méthodes les plus utilisées sont les méthodes Time-domain reflectometry (TDR) et Time-domain transmissiometry (TDT). Elles se basent, là aussi, sur un contraste important existant entre la permittivité électrique relative K (ou constante diélectrique, sans unité) du milieu et celle de l'eau (Li et Zeiss, 2001) :

- air : $K \approx 1$;
- eau : $K = 75-80$;
- solide : $K = 4-10$.

Ces méthodes ont principalement été utilisées à l'échelle des pilotes, même si des utilisations in situ avec des sondes spécialement conçues sont possibles (Bouyé et al., 2005). Plusieurs paramètres sont susceptibles de les influencer, principalement les variations de conductivité électrique du milieu – principalement dues à la variation de la conductivité des lixiviats (Li et Zeiss, 2001 ; Staub et al., 2010a), la texture et l'arrangement des particules (Ponizovsky et al., 1999 ; Tabbagh et al., 2000) et la densité du milieu (Gong et al., 2003 ; Staub et al., 2010a).

Ces méthodes ont généralement des volumes de mesure allant de quelques litres à quelques dizaines de litres pour certaines sondes adaptées à l'usage sur site, pour lesquelles les guides d'onde sont particulièrement longs.

→ La méthode TDR sera étudiée ultérieurement de façon plus approfondie (§ III-2.1.).

- Méthodes nucléaires de mesure de la masse volumique et de la teneur en eau

Les méthodes nucléaires mesurent la réponse d'un milieu à une sollicitation radioactive. Parmi ces méthodes, on note la sonde à neutrons et la gammamétrie (Schmugge et al., 1980). La sonde à neutrons est la plus utilisée des deux techniques, même si son application au milieu des déchets reste relativement limitée (Staub et al., 2010b). La sonde gamma permet quant à elle de déterminer la teneur en eau du milieu étudié.

On soumet le milieu étudié à un rayonnement nucléaire, alpha dans le cas de la sonde à neutrons, et gamma dans le cas de la gammamétrie (EPA, 1993). La dispersion du rayonnement donné en réponse par ce milieu est analysée par un récepteur et peut être corrélée à la masse volumique.

La méthode neutrons est affectée par différents effets du milieu sur la réponse que nous verrons en détail plus loin (§ III-2.2.). La méthode gamma quant à elle est très sensible aux changements de densité et de teneur en eau, ce qui peut limiter sa résolution spatiale (Schmugge et al., 1980). De plus, elle est mal adaptée aux masses volumiques des déchets (autour de 1 t/m^3) où sa sensibilité est limitée, ce qui peut poser des problèmes, comme nous le verrons plus loin (§ III-3.2.).

Ces deux méthodes peuvent également poser des problèmes de sécurité vis-à-vis des rayonnements ionisants, surtout pour la sonde gamma. Cet aspect a des implications en terme de suivi puisqu'une automatisation des expérimentations n'est pas envisageable. Ces méthodes sont utilisables in situ tout comme pour des applications en laboratoire, mais dans des conditions drastiques de sécurité.

Le volume de mesure des méthodes nucléaires dépend des caractéristiques du milieu étudié et de la sonde, mais va de quelques litres à quelques dizaines de litres. Il est généralement légèrement plus important que le volume de mesure des méthodes électromagnétiques.

→ La méthode à neutrons sera étudiée ultérieurement de façon plus approfondie (§ III-2.2.).

- Méthode de mesure de la teneur en eau par gaz traceurs

Parmi les autres méthodes appliquées plus récemment, et avec plus ou moins de réussite au milieu déchet, on compte notamment les mesures par tests de partitionnement de gaz traceurs (PGTT) (Han et al., 2006 ; Imhoff et al., 2007).

Les mesures PGTT se basent sur l'injection de deux gaz traceurs à flux constant, l'un étant inerte, l'autre interagissant avec l'eau. La composition du biogaz est analysée en plusieurs points par chromatographie, et le temps de latence observé entre l'arrivée des deux gaz au point de mesure est corrélé avec la teneur en eau du milieu (Han et al., 2006).

Cette méthode a un volume de mesure important, qui peut aller jusqu'à plusieurs dizaines voire centaines de mètres cubes, mais l'emprise du volume de mesure est assez difficile à caractériser en méthode PGTT. Le retour d'expériences sur cette méthode est encore très limité.

- Méthode de mesure de la teneur en eau par fibre optique

Les mesures par fibre optique permettent de déterminer la température et les changements de température dans un milieu donné. Il est possible d'obtenir une réponse en fonction de la distance de la source tout le long du câble de la fibre optique, qui peut aller jusqu'à 20 km de longueur. Ces mesures sont notamment utilisées dans le suivi d'infiltration d'eau à travers des digues fluviales (Artières et al., 2010).

Cette mesure est relativement précise au niveau de la température, mais ne permet pas d'accéder directement à la mesure de la teneur en eau. L'inversion des données est, tout comme pour l'ERT, difficile, surtout que cette méthode a été encore relativement peu employée dans les déchets (Imhoff et al., 2007).

Compte tenu de la longueur de la fibre optique, cette méthode de mesure a potentiellement un volume de mesure important, mais le cylindre d'influence autour de la fibre n'est que de quelques dizaines de centimètres de rayon.

1.1.2. Avantages et inconvénients des différentes méthodes de mesure de teneur en eau

Le Tableau III-1 récapitule les principaux avantages et inconvénients des méthodes de mesure de teneur en eau les plus utilisées dans les déchets d'après la littérature (Gawande et al., 2003 ; Imhoff et al., 2007 ; Staub et al., 2010b) et les retours d'expérience personnels ou communiqués par des utilisateurs directs des méthodes. Pour chaque méthode, le « retour d'expérience » a été évalué en fonction du nombre d'utilisations de la méthode dans la littérature, et les utilisations à l'échelle du laboratoire ou du site ont été évaluées en fonction du volume de mesure, des contraintes du terrain ou de l'applicabilité au laboratoire.

Les méthodes de mesure de la masse volumique n'ont pas été comparées, car le retour d'expérience est très faible sur les déchets, et le nombre de méthodes disponibles est limité.

Notons une différence notable entre la méthode gravimétrique directe et la majorité des méthodes indirectes pour la mesure de la teneur en eau : alors que le séchage donne une valeur de teneur en eau *gravimétrique* w ou w' , la plupart des méthodes indirectes renseignent sur la teneur en eau *volumique* θ . Ces deux paramètres, liées par la masse volumique (Equation II-8), n'ont pas tout à fait la même signification. w est préféré pour des applications géotechniques ou biochimiques, alors que θ est préféré lorsqu'il s'agit d'étudier les propriétés hydriques des déchets. Le recours aux méthodes indirectes peut donc particulièrement se comprendre pour les applications des méthodes au suivi d'injection de liquides notamment, alors que l'étude biochimique de la matière requiert toujours un passage à l'étuve de l'échantillon étudié. Le passage entre les deux teneurs en eau ne saurait être évident, car il fait intervenir une donnée locale, la masse volumique, qui n'est pas toujours déterminable facilement. Ce point sera abordé ultérieurement dans le cadre de l'exploitation des données locales d'humidité en comparaison aux bilans massiques globaux.

Tableau III-1 : récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes de mesure de teneur en eau (Gawande et al., 2003 ; Imhoff et al., 2007 ; Staub et al., 2010b). T : température, ρ : résistivité, θ : teneur en eau volumique.

Méthode	Propriétés		Retour d'exp. sur déchets	Utilisation à l'échelle	
	avantages	inconvénients		du labo	du site
Gravimétrie	<ul style="list-style-type: none"> - méthode simple - mesure absolue précise - seule méthode directe 	<ul style="list-style-type: none"> - faible volume de mesure - méthode longue et destructive - coût des forages élevés 	+++	+++	+
Sondes résistives	<ul style="list-style-type: none"> - méthode automatisable - méthode peu onéreuse - pas d'influence de la masse volumique 	<ul style="list-style-type: none"> - influence de T et ρ - calibration très sensible au milieu environnant - influence de l'hystérésis 	++	++	+
ERT	<ul style="list-style-type: none"> - large volume de mesure - méthode automatisable - méthode non intrusive 	<ul style="list-style-type: none"> - influence de T et ρ - méthode onéreuse - méthode indirecte, pas de mesure de θ 	++	-	+++
TDR	<ul style="list-style-type: none"> - méthode automatisable - méthode relativement peu onéreuse - méthode de mesure de θ 	<ul style="list-style-type: none"> - faible volume de mesure - déstructuration du milieu lors de la pose - calibration compliquée 	++	+++	+
Sondes à neutrons	<ul style="list-style-type: none"> - large volume de mesure - calibration simple - méthode de mesure de θ 	<ul style="list-style-type: none"> - mesure relative seulement. - installation de tubes nécessaire - risques liés à la sonde 	+	+++	++
PGTT	<ul style="list-style-type: none"> - large volume de mesure - méthode non intrusive 	<ul style="list-style-type: none"> - influence de T - volume de mesure non clairement évaluable - dispositif assez lourd 	-	+	+
Fibres optiques	<ul style="list-style-type: none"> - large volume de mesure - méthode automatisable 	<ul style="list-style-type: none"> - méthode indirecte, pas de mesure de θ - influence des flux de gaz - contraste de T nécess. 	-	+	++

Pour toutes les méthodes, il ne faut pas oublier que, de par la nature complexe du milieu déchet étudié, l'application de la méthode ne peut pas se faire directement à partir de l'expérience de la méthode dans les sols (Yuen, 1999). Il n'y a par ailleurs à cette date pas de consensus sur une méthode de mesure de teneur en eau qui serait nettement plus performante que les autres pour les mesures dans les déchets (Imhoff et al., 2007). Il paraît dès lors plus prudent de dire que chaque méthode peut donner des informations pertinentes, mais à considérer de façon critique en croisant si possible les méthodes.

Enfin, de nombreuses méthodes ayant un volume de mesure relativement limité, la question du placement des sondes est essentielle. Il est en effet évident qu'une sonde ne mesure que ce qu'elle appréhende dans son volume de mesure, et ceci est notamment vrai pour les sondes résistives, TDR, TDT, les sondes neutrons et même les fibres optiques, dont l'emplacement doit être choisi avec soin. Cette question du placement des sondes sera également abordé au § III-3.1. pour les méthodes appliquées expérimentalement au déchet dans le cadre de ce travail.

Dans cette étude, deux méthodes indirectes ont été testées : la méthode TDR et la méthode neutrons. Après avoir présenté la théorie de ces méthodes, une présentation détaillée des travaux de calibration et leur application à des pilotes seront présentées dans les prochains paragraphes.

1.2. La mesure par gravimétrie

1.2.1. Principes de mesure gravimétrique de la masse volumique et questions soulevées

- Principe de la mesure et calcul de la masse volumique

La méthode par gravimétrie donne un accès direct à la masse volumique apparente ρ_h ou à la densité d . Elles se calculent en effet directement par pesée d'un échantillon dont le volume est connu par :

$$\rho_h = \frac{M_h}{V_t} \quad \text{[III-1]}$$

$$d = \frac{\rho_h}{\rho_w} \quad \text{[III-2]}$$

où M_h est la masse humide du déchet et V_t son volume total en place. Nous verrons que, si généralement la détermination de la masse, par simple pesée, ne pose pas problème, la détermination du volume équivalent peut être plus délicate.

- Mise en œuvre pratique – procédure de prélèvement

A l'échelle du laboratoire, le contrôle du volume est généralement possible durant les expériences du fait d'un volume de cellule connu, mesuré d'après les dimensions ou par remplissage avec de l'eau par exemple. Le problème toutefois est qu'en laboratoire, on utilise généralement des échantillons excavés puis transportés, donc remaniés, et qui sont souvent loin d'être à la masse volumique initiale (Dixon et Jones, 2005). La mesure d'une masse volumique réelle doit donc se faire en place, et nous nous attacherons ici à détailler les méthodes appliquées in situ, plus délicates.

La mesure de la masse volumique est surtout difficile en raison du volume prélevé, car le déchet a tendance à foisonner assez rapidement une fois excavé ou foré. Pour la mesure de la masse volumique en surface, une technique souvent employée est celle des puits à la pelle mécanique (Thomas, 2000 ; Gotteland et al., 2000 ; Gourc et al., 2001). Une certaine masse de déchets est excavée à partir de la surface de l'ISDND, puis la cavité qui en résulte est imperméabilisée à l'aide d'une géomembrane souple ou d'une simple bâche, et la cavité est remplie d'eau tout en contrôlant le volume d'eau ajoutée. La Figure III-1 montre la méthode mise en œuvre sur un site français (Thomas, 2000).

Une telle méthode a pu permettre de calculer des masses volumiques in situ de déchets en surface (Gourc et al., 2001). Toutefois, pour avoir accès à des valeurs en place à des profondeurs plus importantes, la seule façon de réaliser une mesure directe est de forer des échantillons et d'en calculer la masse volumique par pesée une fois ces échantillons carottés rapportés à la surface. Cette méthode toutefois peut résulter en des erreurs importantes (Dixon et Jones, 2005), car le volume du forat, bien défini, ne correspond pas au volume en place du déchet, qui se déstructure largement durant le forage et au moment de la remontée.



Figure III-1 : mesure de la masse volumique in situ par remplissage d'une bâche imperméable (Thomas, 2000).



Figure III-2 : forage de déchets profonds sur une ISDND.

La Figure III-2 montre un tel forage sur un site français, où des masses volumiques ont ensuite été calculées a posteriori. Toutefois, lors de l'exploitation des données, il est apparu des tendances parfois surprenantes (par exemple des masses volumiques très faibles dans la partie profonde de l'ISDND), qui montrent que cette méthode n'est pas satisfaisante pour une étude précise de la masse volumique (effort latéral de l'élément de forage) (Stoltz, 2009).

Il est alors possible, comme le fait l'exploitant d'un site de stockage, de procéder à des calculs globaux de la masse volumique à l'échelle du site (en connaissant la masse de déchet sur une ISDND ainsi que

son volume), ou à des valeurs intégrées sur une colonne, mais ces méthodes sont d'un intérêt limité (Dixon et Jones, 2005). L'accès à la masse volumique de déchets profonds en place par une méthode directe est donc très difficile voire impossible, d'où l'intérêt pour des méthodes indirectes nucléaires utilisées en pédologie.

1.2.2. Principes de mesure gravimétrique de la teneur en eau et questions soulevées

- Principe de la mesure et calcul de la teneur en eau

La méthode par gravimétrie donne un accès direct à la teneur en eau w ou w' (utilisée ici dans la suite ; les deux définitions ont été discutées au § II-1.1.4.). Ces teneurs en eau se calculent en effet directement par pesée d'un échantillon avant et après passage à l'étuve par les relations :

$$w = \frac{M_h - M_d}{M_d} \quad \text{[III-3]}$$

$$w' = \frac{M_h - M_d}{M_h} \quad \text{[III-4]}$$

où M_h est la masse humide initiale de déchet avant mise à l'étuve et M_d la masse sèche après étuvage. L'étuvage est caractérisé par une température donnée, une durée donnée, et bien entendu une masse humide d'échantillon donnée, qui revient par ailleurs à définir un « volume de mesure » pour cette méthode.

A noter qu'ici le problème de la conservation du volume de l'échantillon en place reste problématique. Pour déterminer la teneur en eau volumique, il est indispensable de connaître la densité en place, d'où la nécessaire complémentarité de ces mesures de teneur en eau et de masse volumique.

- Mise en œuvre pratique – procédure de séchage

Les Equations III-3 et III-4 posent un problème, à savoir la détermination de la masse « sèche » M_d . Cette dernière n'est pas aussi facile à déterminer qu'il n'y paraît, car il faut pour cela trouver une procédure capable d'évaporer la totalité de l'eau présente dans le déchet, sans affecter la masse sèche ou la structure du déchet.

De plus, pour pouvoir comparer les valeurs de la littérature, il faut bien évidemment s'assurer que les procédures de séchage sont suffisamment proches pour que les mesures aient la même signification. Il y a actuellement en la matière un manque d'uniformisation des procédures (Tableau III-2).

Certains auteurs chauffent à 60°C alors que d'autres réalisent un étuvage très court à 105°C. Cette température élevée, choisie pour les sols, peut toutefois potentiellement poser problème car certains éléments organiques sont susceptibles d'être détruits. La plupart du temps, des échantillons de l'ordre du kilogramme sont étuvés jusqu'à ce que leur masse se soit stabilisée.

On note également des départs en combustion avec début d'incendie pour des températures proches de 100°C même si fort heureusement il s'agit de cas plutôt isolés (communications personnelles). Outre le problème de la validité scientifique, on se heurte donc potentiellement à un problème de sécurité lorsque des températures élevées sont appliquées.

La procédure choisie de façon standard au LTHE est l'étuvage à 85°C jusqu'à stabilisation de la masse d'échantillons de 2 kg environ. Cette procédure a été appliquée à cette étude ainsi qu'aux études antérieures (notamment Stoltz, 2009 ; Nousheen-Arif, 2010 et autres publications de ces auteurs).

Tableau III-2 : procédures de séchage relevées dans la littérature.

Auteurs	Température étuve	Durée d'étuvage	Masse de matériau
Ademe, 1993	80°C	Jusqu'à stabilisation	-
Zornberg et al., 1999	85°C	Jusqu'à stabilisation	1.4 kg
Capelo et de C., 2007	105°C	24h	-
Olivier et Gourc, 2007	60°C	72h	1-2 kg
Bareither et al., 2008	105°C	24h	-
Machado et al., 2008	70°C	Jusqu'à stabilisation	20 kg
Pommier et al., 2008	80°C	Jusqu'à stabilisation	10 g
Zhan et al., 2008	60°C	Jusqu'à stabilisation	-
de Gioannis et al., 2009	105°C	12h	-
Hossain et al., 2009	75°C	Jusqu'à stabilisation	1 kg
Reddy et al., 2009	60°C	Jusqu'à stabilisation	4 x 5 kg

- Sensibilité et limites de la mesure

Pour cette mesure directe, on ne peut pas parler de sensibilité dans les mêmes termes que pour les autres méthodes, indirectes, qui ont un biais supplémentaire en raison de la relation à déterminer entre paramètre mesuré et teneur en eau. Cependant, on peut noter que la méthode est principalement sensible :

- à la température de séchage, car l'eau fortement liée par des forces de tension superficielle peut ne pas s'évaporer à de faibles températures, à l'inverse, de très fortes températures peuvent entraîner la volatilisation de solides qui faussent la mesure ;
- à la mise en œuvre du séchage, notamment aux contenants utilisés (bêchers, bacs en aluminium...) et à la façon dont le déchet est disposé, notamment à la surface spécifique offerte pour le séchage : le séchage de 10 kg de déchets en « mottes » sera nettement plus long et pourra donner des valeurs différentes que si l'on avait séché ce même échantillon étalé dans un bac de grande taille ;
- au volume et à la procédure d'échantillonnage initiale, qui conditionneront la représentativité de l'échantillon, et in fine le volume de mesure attribuable à la procédure.

Le « volume de mesure » brut de cette méthode est généralement compris entre quelques centimètres cubes et quelques litres, plus rarement quelques dizaines voire centaines de litres, comme cela a été fait par Benbelkacem et al. (2010).

La conduite d'une mesure gravimétrique est à considérer avec soin, car il ne faut pas oublier que la mesure de teneur en eau par gravimétrie est nécessairement destructrice et requiert l'accès direct au milieu étudié, ce qui n'est pas forcément aisé dans le cas de déchets enfouis, qu'il est alors nécessaire d'excaver par la réalisation de forages, qui peuvent être très coûteux.

1.2.3. Expériences de standardisation et de validation de la mesure gravimétrique de teneur en eau

- Introduction et présentation du matériel et de la méthode

Ce paragraphe détaille une étude réalisée dans le cadre d'un réseau européen, « *Measuring Water in Waste* » (MWW), qui s'attache à proposer une standardisation des procédures de mesure de teneur en eau dans les déchets. Les expériences réalisées sur la méthode gravimétrique ont pour objectif de préciser quelle température et quelle durée de séchage sont adaptées aux déchets. Par ailleurs, leur triplication systématique permettra d'avoir une idée de la dispersion des mesures en raison de l'échantillonnage.

Les expériences de séchage sont réalisées dans une étuve universelle FI 1007 U fabriquée par FROILABO capable de couvrir une gamme de température allant de 40 à 200°C, avec brassage d'air et régulation électronique de la température. La température est saisie en façade par l'utilisateur.



Figure III-3 : photographie des flacons remplis de déchets – ici la fraction fine du déchet C.

Le séchage des déchets est réalisé dans des flacons en verre borosilicaté²² de 500 mL fabriqués par DURAN. La Figure III-3 montre deux flacons de ce type remplis de la fraction fine du déchet C avant étuvage.

La procédure employée a été définie en accord avec les collègues de la Technische Universität Braunschweig (Allemagne), du Cemagref d'Antony (France) et de l'Université de Southampton (Royaume-Uni). Elle prévoit de réaliser des expériences sur différents déchets et d'étudier séparément le séchage de la fraction fine.

Le principe est de réaliser un séchage jusqu'à stabilisation de la masse aux températures de 40, 60, 80 et 105°C. Les échantillons sont réalisés sur du déchet broyé, soit sur un échantillon représentatif de la totalité du déchet (« *representative sample* », RS), soit sur un échantillon tamisé à 5 mm représentatif de la fraction fine du déchet (« *fine fraction* », FF). Dans notre cas, nous testerons deux déchets, déjà présentés au § II-3.1. :

²² A noter que ce matériel a été utilisé exclusivement pour ces expériences. Le séchage à l'étuve des autres déchets étudiés dans ce travail a été réalisé dans des bacs en aluminium.

- un déchet ménager « classique » (déchet E) avec 56% de MO dans la masse sèche ;
- un déchet issu de la collecte sélective des biodéchets (déchet C) avec quasiment 100% de MO dans la masse sèche.

Le déchet initial est sélectionné par quartage à partir d'une masse d'environ 16 kg pour permettre la meilleure représentativité possible des échantillons (Figure III-4). Les essais sont réalisés sur 3 échantillons de chaque déchet brut et 2 échantillons de chaque fraction fine. Des flacons de 500 mL avec 200 g de déchets humides (M_h) pour les déchets représentatifs (RS) et 100 g de déchets humides (M_h) pour la fraction fine tamisée (FF) sont employés (Figure III-4).

Les déchets sont pesés toutes les 24 heures et la masse totale est notée. A la fin de chaque étape de séchage, c'est-à-dire lorsque la masse pesée n'a pas été modifiée en 24 heures, les échantillons sont passés à 105°C jusqu'à ce qu'il y ait stabilisation finale de la masse (post-séchage, Figure III-5). Les durées de séchage préconisées étaient initialement bien évidemment indicatives, et les essais auraient été prolongés au-delà des durées si la stabilisation de la masse à échéance n'avait pas été effective.

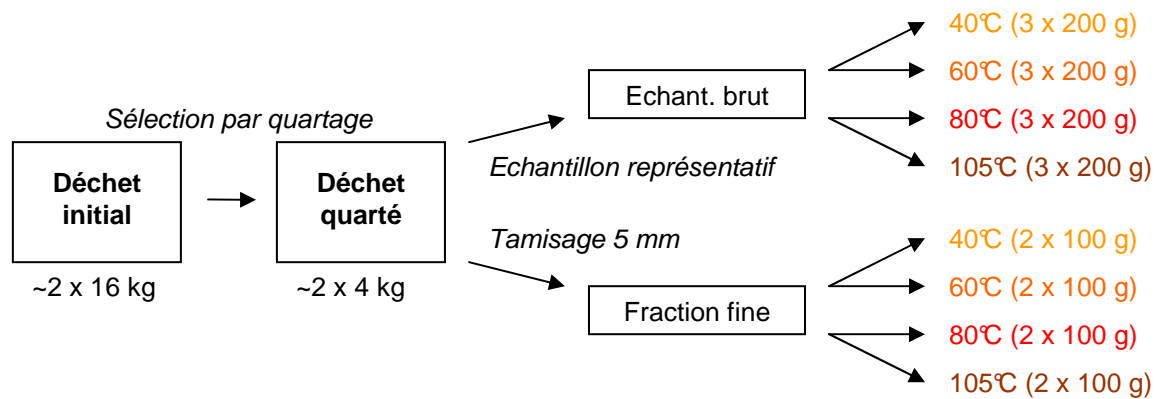


Figure III-4 : présentation des différents échantillons et des expériences. Cette procédure est réalisée pour chaque déchet, C et E.

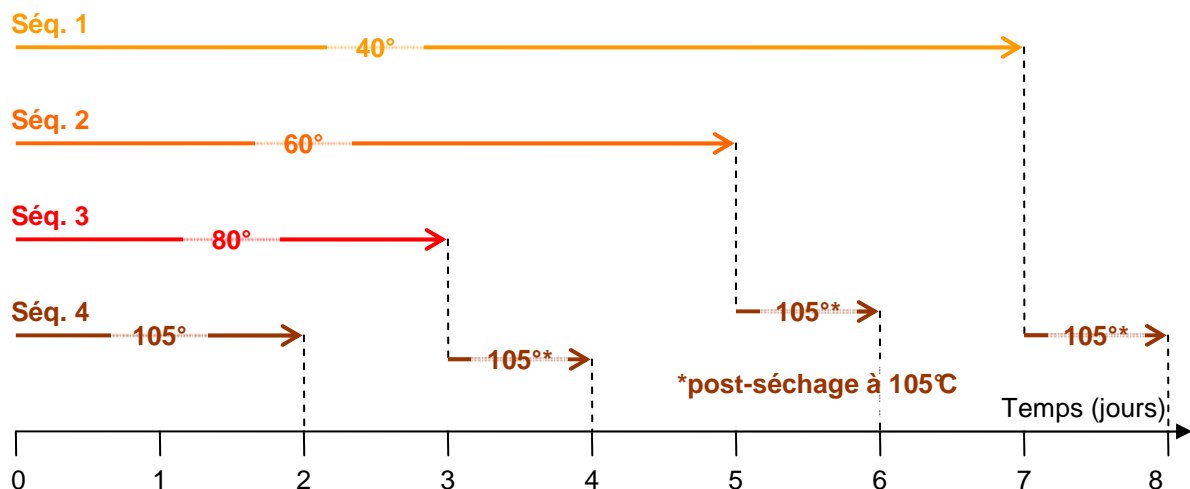


Figure III-5 : séquençage des expériences de séchage à l'étuve. La pesée est effectuée toutes les 24 heures.

- Influence de la température de séchage et variabilité des résultats

Les Figure III-6 à Figure III-9 présentent les résultats des expériences de séchage à l'étuve pour les deux déchets et les deux modalités de chaque déchet. Les résultats présentés sont des moyennes des duplicats et triplicats réalisés.

L'influence de la température de séchage sur M_d à 24h et donc sur la teneur en eau calculée n'est pas significative. En effet, en séchant à 40°C, on constate une différence maximale de 5 g (sur 200 g de déchet brut) par rapport à un séchage à 105°C, soit une erreur relative de 2.5%. Ceci permet par ailleurs de dire que, s'il y a perte de matière organique par volatilisation, comme souvent avancé dans la littérature, cette perte est très faible pour les échantillons testés (puisque'elle est majorée par 2.5% maximum).

Autrement dit : que ce soient l'erreur que l'on peut faire sur la matière organique à 105°C ou l'erreur sur la teneur en eau pour un séchage à 40°C, ces deux erreurs sont très faibles. Des mesures complémentaires de MO par perte au feu en fin d'essais auraient pu étayer cette hypothèse utilement.

L'évolution de la teneur en eau en fonction de l'avancement du séchage est assez indépendante du type de déchet, mais on observe un séchage plus rapide de la fraction fine, notamment à 40°C. Ceci peut s'interpréter par un foisonnement plus important des fines en raison du tamisage qui faciliterait la circulation de l'air chaud dans le déchet. Ceci tend à indiquer que « l'étalement » du déchet (masse par unité de surface – g/m²) joue sans doute un rôle, à prendre en compte dans toute normalisation.

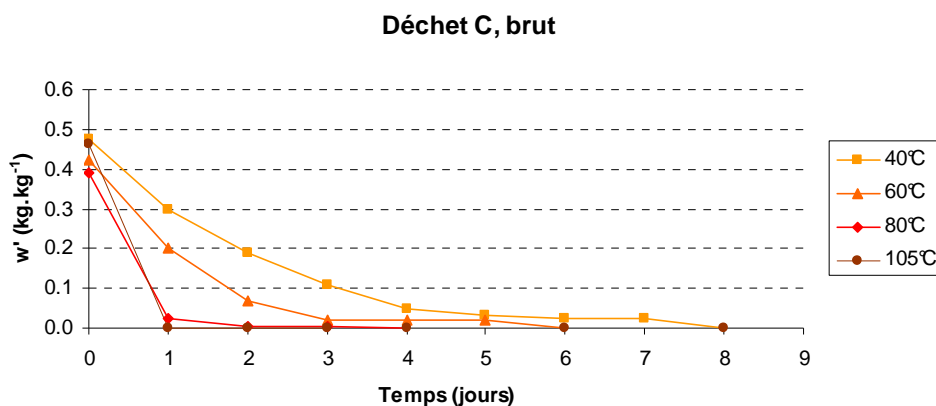


Figure III-6 : suivi des procédures de séchage sur le déchet C, échantillon brut représentatif.

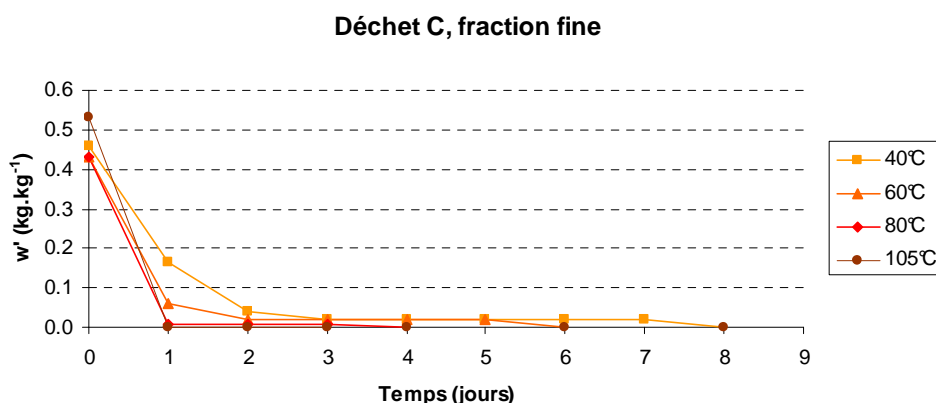


Figure III-7 : suivi des procédures de séchage sur le déchet C, échantillon de la fraction fine.

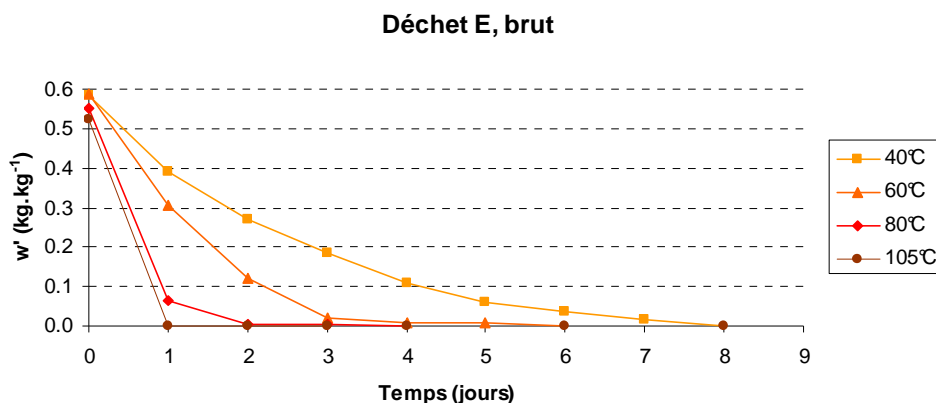


Figure III-8 : suivi des procédures de séchage sur le déchet E, échantillon brut représentatif.

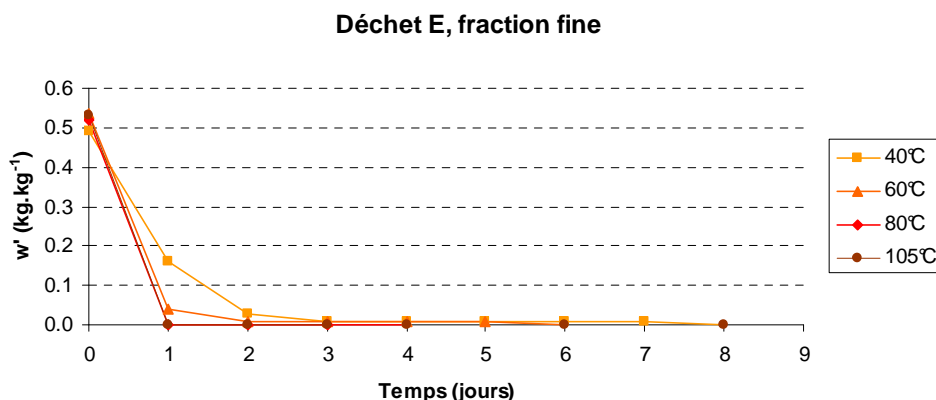


Figure III-9 : suivi des procédures de séchage sur le déchet E, échantillon de la fraction fine.

Tableau III-3 : coefficients de variation calculés sur les duplicats et triplicats d'essai pour appréhender la dispersion des mesures entre échantillons.

Séquence d'essai	C, brut	E, brut	C, fraction fine	E, fraction fine
40°C	1.5%	2.2%	0.0%	8.2%
60°C	11.7%	1.6%	0.0%	0.0%
80°C	8.3%	1.3%	0.0%	0.0%
105°C	6.9%	6.7%	0.0%	0.0%

Un autre résultat intéressant est que, pour les deux déchets testés, la fraction fine n'est généralement pas plus humide que l'échantillon brut. Les deux teneurs en eau sont pratiquement identiques.

On peut également comparer les différences observées par rapport à la variabilité au sein des échantillons. Cette variabilité peut, d'une part, s'observer sur les Figure III-6 à Figure III-9 en notant que la teneur en eau initiale n'est pas identique pour toutes les moyennes sur les échantillons, et d'autre part s'observer en analysant la dispersion des mesures pour chaque duplicat et triplicat (rappelons que tous les essais sur déchet brut ont été tripliqués, et les essais sur fraction fine, dupliqués – voir Figure III-4). Le Tableau III-3 donne la valeur des coefficients de variation (CV) (rapport de l'écart type sur la moyenne) calculés pour chaque essai, sur la base des duplicats-triplicats dans les mêmes conditions d'essais.

D'après ces résultats, il apparaît que, notamment sur les deux déchets bruts, l'échantillonnage occasionne une forte dispersion des données d'un échantillon à l'autre (jusqu'à 12% de variation). Si l'on met à part un seul des échantillons sur la fraction fine, la représentativité des échantillons fins est excellente, puisque le coefficient de variation est proche de zéro dans la plupart des cas (ou, autrement dit, presque tous les échantillons prélevés ont exactement la même teneur en eau).

Ceci permet donc de dire que la procédure d'échantillonnage est le biais principal mis en lumière par ces mesures sur les déchets bruts. Sur ces déchets bruts, l'erreur sur le calcul de la teneur en eau imputable au choix de la température de séchage est plus faible que celle liée à la procédure d'échantillonnage.

- Cinétiques de séchage

A partir des points expérimentaux déterminés, il est possible d'ajuster une loi exponentielle pour déterminer la cinétique de séchage. La loi suivante a donc été ajustée :

$$M(t) = M_{fin} + (M_0 - M_{fin}) \cdot e^{-t/\tau} \quad \text{[III-5]}$$

où $M(t)$, M_0 et M_{fin} sont respectivement les masses humide en fonction du temps, initiale et finale (kg), et τ est une constante de temps représentative de la durée de séchage pour obtenir M_{fin} (jours si t est en jours). Physiquement, τ est donc homogène à un temps, et il représente le temps au bout duquel on a perdu $(1-1/e)$ soit environ 63% de la masse initiale. La comparaison des valeurs de τ permet de voir si les cinétiques de séchage sont homogènes entre matériaux et type de fraction. Le Tableau III-4 donne les valeurs de τ pour les différents essais. Notons que, pour les essais où le séchage a duré un jour ou moins (105°C), les valeurs d'ajustement ne doivent pas être interprétées de façon absolue en tant que telles.

On constate tout à fait logiquement une décroissance de τ à température croissante sur tous les essais. Pour les déchets bruts, l'effet du séchage est tout à fait analogue que ce soit sur C ou E : on a, à peu de chose près, les mêmes valeurs de constantes de temps.

En revanche, le séchage est plus rapide et moins homogène entre les différents déchets pour la fraction fine. Le séchage du déchet E (fraction fine) est le plus rapide de tous. D'une manière générale, cet ajustement permet aussi de dire que le temps de séchage est écourté d'environ 35% si l'on passe de 40°C à 60°C , de 60% en passant de 60°C à 80°C et de 56% en passant de 80°C à 105°C en moyenne.

Tableau III-4 : constantes de temps de séchage τ (jours) de l'ajustement exponentiel sur les essais de séchage.

Séquence d'essai	C, brut	E, brut	C, fraction fine	E, fraction fine
40°C	2.07	2.12	1.66	1.34
60°C	1.34	1.09	1.22	0.94
80°C	0.57	0.55	0.62	0.16
105°C	0.15	0.14	0.16	0.16

- Discussion : quelle procédure de séchage adopter ?

A la lumière de ces résultats, et comme l'influence du déchet semble assez faible sur le séchage, et que la température n'influe pas de façon trop importante sur la teneur en eau finale, on peut être tentés de dire que le choix de la procédure de séchage relève principalement d'un choix d'un couple de variables (*température de séchage, durée de séchage*) qu'il convient de fixer en fonction des possibilités et des impératifs de séchage. Le séchage à température faible (40°C et 60°C) comporte toutefois le risque de légèrement sous-estimer la teneur en eau. On peut ainsi dire que :

- le séchage à 40°C permet d'obtenir en 7 à 8 jours la même teneur en eau qu'à 105°C à 2.5% près environ (erreur maximale) ;
- le séchage à 60°C permet d'obtenir en 4 à 5 jours la même teneur en eau qu'à 105°C à 2% près environ (erreur maximale) ;
- le séchage à 80°C permet d'obtenir en 2 jours la même teneur en eau qu'à 105°C à 0.5% près environ (erreur maximale).

Le séchage à 40°C implique une occupation de l'étuve qui peut paraître excessivement longue. A l'inverse, le séchage à 105°C comporte un risque d'incendie, et pourrait occasionner une volatilisation de matière organique, même si celle-ci resterait très négligeable.

Nous préconisons donc sur la base de ces résultats, qui sont concordants avec ceux des autres partenaires du réseau européen MWW, un séchage de 2 à 3 jours à 80°C de déchets représentatifs correctement échantillonnés et déposés dans l'étuve de manière peu compacte.

1.2.4. Conclusions sur la méthode gravimétrique

La méthode gravimétrique directe a été abordée pour calculer la masse volumique et la teneur en eau. Nous avons vu que ces deux mesures se réalisent à des échelles assez différentes : la masse volumique en place ne saurait se calculer raisonnablement que sur site, pour être ensuite répliquée sur des essais de laboratoire, alors que la teneur en eau se calcule souvent en laboratoire, où un contrôle poussé de l'échantillonnage doit être cependant réalisé.

La mesure directe de la masse volumique s'avère toutefois très complexe, voire impossible, dès qu'il s'agit de déchets plus profonds, et nous verrons ce que peuvent alors apporter des mesures indirectes (§ III-3.2.). Une étude systématique de la teneur en eau d'échantillons par étuvage, conduite dans le cadre de ce travail, a cependant montré que cette méthode reste à juste titre la méthode standard pour la mesure de la teneur en eau, offrant une bonne répétabilité, même lorsque différentes températures de séchage sont utilisées. Une standardisation des procédures incluant la durée de séchage, la masse de l'échantillon à considérer, ainsi que la procédure de séchage (étalement de la masse sur une surface donnée) serait toutefois nécessaire.

L'inconvénient majeur des méthodes directes reste leur caractère destructif, et la nécessité d'extraire des échantillons sur site, ce qui peut être très coûteux. Ces méthodes sont de plus très difficilement utilisables pour un suivi des variations d'humidité, par exemple suite à une injection de liquide dans un massif de déchets. Nous allons donc maintenant voir plus en détail certaines méthodes indirectes de métrologie et leur applicabilité au milieu déchet.

2. Calibration et validation de méthodes de métrologie indirecte

2.1. La mesure par sonde TDR

2.1.1. Théorie et principe de la méthode TDR

- Principe de la mesure et équation de base de la TDR

La réflectométrie dans le domaine temporel (TDR) est une méthode électromagnétique de mesure d'un temps de trajet d'une impulsion le long d'un guide d'ondes placé dans un matériau étudié. Le signal est produit par un générateur TDR à haute fréquence, puis envoyé par un câble vers la sonde TDR, composée d'une tête et de tiges insérées dans le matériau. Il est réfléchi à la fois lors de son arrivée à la sonde et dans le milieu.

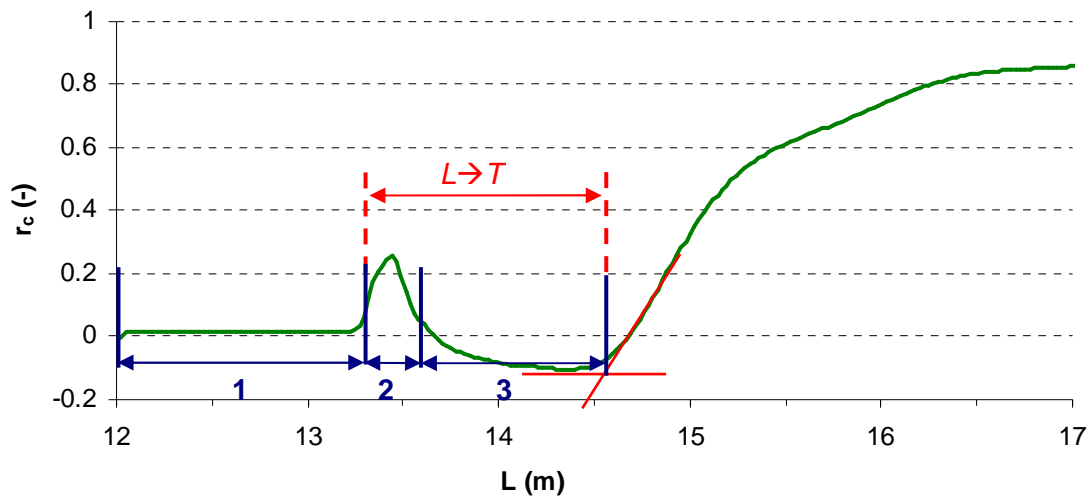


Figure III-10 : spectre de réflexion de l'onde électromagnétique en méthode TDR, d'après Gaidi (2002).

La réponse est analysée en terme de coefficient de réflexion (r_c) du milieu (part de l'énergie restituée après réflexion) en fonction de la distance (L) du générateur TDR. Le temps entre les deux réflexions T est enregistré. Il est proportionnel à la longueur L de propagation des ondes TDR dans le milieu (voir Figure III-10). La partie **1** correspond à la propagation du signal dans le câble coaxial, la partie **2** correspond à l'arrivée de l'onde dans la tête des tiges, la partie **3** correspond au passage de l'onde dans les tiges, juste avant sa réflexion en fin de partie **3**.

En pratique, dans ce qui suit, les différentes phases du spectre de réflexion de l'onde électromagnétique sont pointées par un programme d'acquisition et d'analyse du signal, PCTDR de Campbell Scientific.

La permittivité électrique relative du milieu (souvent appelée de façon ambiguë la constante diélectrique – qui est loin d'être constante) K (notée parfois aussi ϵ_r) est liée à la vitesse de propagation de l'onde électromagnétique v par la relation :

$$v = \frac{c}{\sqrt{K}} \quad [\text{III-6}]$$

où c est la vitesse de la lumière (m/s). Cette relation découle directement d'une réécriture des équations de Maxwell. La vitesse v peut également être déterminée par la mesure du temps de parcours de l'onde électromagnétique le long du guide d'ondes :

$$v = \frac{2 \cdot L}{T} \quad [\text{III-7}]$$

où L est la longueur (m) de la sonde (la multiplication par deux vient du fait que l'onde réalise un aller-retour en TDR, contrairement à la TDT, voir § III-2.1.1.). La combinaison des Equations III-6 et III-7 permet d'obtenir l'équation fondamentale de la technique TDR (Fellner-Feldegg, 1969 ; Topp et al., 1980 ; Li et Zeiss, 2001) :

$$K = \left[\frac{c \cdot T}{2 \cdot L} \right]^2 \quad [\text{III-8}]$$

Une fois la permittivité électrique du milieu déterminée, la teneur en eau volumique peut être calculée à partir de la permittivité électrique en utilisant des modèles ou des formules empiriques.

• Modèles de calibration pour la teneur en eau

Il y a deux approches pour rapporter la constante diélectrique à la teneur en eau : une approche semithéorique et une approche empirique (Weiler et al., 1998). L'approche semi-théorique a été développée pour des sols et se base sur l'additivité des temps de parcours de l'onde dans chaque phase du matériau (particules solides, liquide, air) (Gong et al., 2003). Le temps de parcours est la somme des temps de parcours respectifs dans les phases pondérée par les volumes relatifs occupés par les phases :

$$T = T_l \cdot \theta + T_s \cdot (1 - n) + T_g \cdot (\theta - n) \quad [\text{III-9}]$$

où θ est la teneur en eau volumique, n est la porosité du matériau, et où les indices l , s et g représentent respectivement les phases liquide, solide et gaz, conformément aux notations du Chapitre II. Cette approche semi-théorique débouche sur le modèle suivant (Weiler et al., 1998 ; Gong et al., 2003 ; Masbruch et Ferré, 2003) :

$$\sqrt{K} = a \cdot \theta + b \quad [\text{III-10}]$$

Des modèles similaires ont été proposés dans une généralisation à travers l'équation suivante, les modèles de type « α » (Ponizovski et al., 1999), appelés aussi parfois « Complex Refractive Index Model » (CRIM) (Van Dam et al., 2005) :

$$K^\alpha = K_w^\alpha \cdot \theta + K_s^\alpha \cdot (1 - n) + K_g^\alpha \cdot (\theta - n) \quad [\text{III-11}]$$

Cette équation aboutit à :

$$K^\alpha = a \cdot \theta + b \quad [\text{III-12}]$$

dans laquelle la plupart des auteurs considèrent des valeurs de α comprises entre 0.46 et 0.65 par ajustement sur les données expérimentales (Ponizovski et al., 1999), et la valeur de 0.5 est généralement retenue, réduisant ainsi l'Equation III-12 à l'Equation III-10.

L'approche empirique consiste en l'ajustement d'expressions mathématiques sur des données de calibration entre la teneur en eau et les permittivités. Un tel polynôme empirique a été proposé pour les sols (Topp et al., 1980 ; Weiler et al., 1998 ; Walker et al., 2004). Topp et al. (1980) ont proposé le polynôme suivant, valable pour une large gamme de sols :

$$\theta = -0.053 + 0.0292 \cdot K - 0.00055 \cdot K^2 + 0.0000043 \cdot K^3 \quad [\text{III-13}]$$

Lorsque ce même modèle est appliqué aux déchets, Li et Zeiss (2001) ont trouvé des coefficients d'ajustement sensiblement différents, comme chaque constituant du déchet a son propre comportement diélectrique. Les fonctions les plus utilisées pour les déchets sont :

$$\text{Masbruch et Ferré (2003)}^{23} : \quad \theta = a \cdot \sqrt{K} + b \quad [\text{III-14}]$$

$$\text{Li et Zeiss (2001)} : \quad \theta = a + b \cdot K + c \cdot K^2 + d \cdot K^3 + e \cdot K^4 \quad [\text{III-15}]$$

$$\text{Van Praagh et al. (2007)} : \quad \theta = a + b \cdot K + c \cdot K^2 + d \cdot K^3 \quad [\text{III-16}]$$

- Valeurs réelles et valeurs apparentes

Les équations précédentes font référence à la permittivité électrique réelle du milieu, K . Dans les déchets, il est indispensable d'utiliser des sondes légèrement modifiées par un gainage autour des tiges (Li et Zeiss, 2001 ; Imhoff et al., 2007). En effet, la présence de lixiviat très conducteur ne permet pas la détection de la réflexion de la Figure III-10 (Gaidi, 2002).

Pour pallier cet effet, les tiges des sondes TDR sont recouvertes d'une fine gaine de polyoléfine, qui permet de garantir que le milieu, très conducteur, renvoie une réponse interprétable. Les gaines employées sont thermo-rétractables, ce qui garantit un bon contact entre la gaine et la sonde. La Figure III-11 présente la comparaison entre des extrémités de tiges non gainées et de tiges gainées. Le matériau utilisé a été sélectionné par l'équipe de métrologie du LTHE.

La conséquence de l'utilisation de gaines est qu'au lieu d'enregistrer un spectre réel et de calculer un temps de parcours réel et une permittivité réelle, on n'a accès qu'à des valeurs apparentes, notées respectivement T_a et K_a . Pour passer de la valeur de temps de parcours mesurée d'après le spectre, T_a , à la valeur de permittivité réelle, K , une calibration entre ces deux grandeurs est nécessaire.



Figure III-11 : photographie de l'extrémité de sondes TDR. À gauche, une sonde non gainée, à droite, une sonde gainée.

²³ Résultats obtenus avec des sondes TDT.

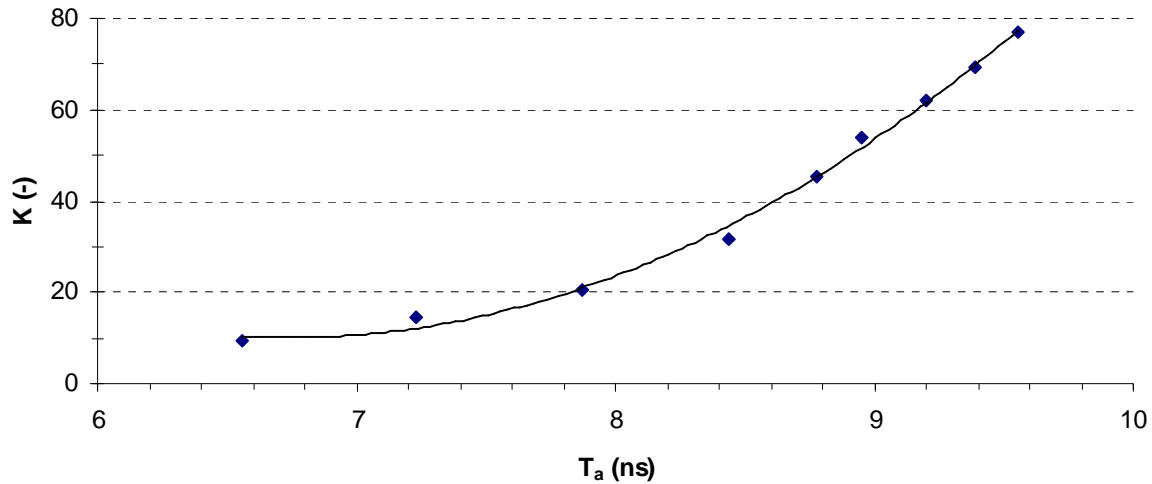


Figure III-12 : relation de calibration entre temps de parcours apparent de l'onde et permittivité réelle du milieu.

Ensuite, en se basant sur les modèles $K-\theta$ précités, une mesure de la teneur en eau sera possible. Une calibration séparée de la relation T_a-K a donc été réalisée en utilisant la sonde gainée dans des liquides de permittivité électrique connue :

- acétone ($K = 20.6$ puis différents mélanges à $K = 9.3$ et 14.5 avec du toluène et du cyclohexane respectivement) ;
- méthanol ($K = 31.5$ puis différentes concentrations à $K = 45.2, 53.8, 62.0$ et 69.4) ;
- eau ($K = 76.9$).

La relation suivante a été proposée (Staub et al., 2010a) :

$$K = 394.98 - 114.26 \cdot T_a + 8.4801 \cdot T_a^2 \quad [\text{III-17}]$$

- Récapitulatif des étapes de la mesure TDR

La mesure de teneur en eau par sonde TDR se déroule suivant les étapes suivantes :

- 1) mesure de la longueur apparente (L_a) et calcul du temps apparent (T_a) d'après l'analyse du signal TDR, réalisée par le programme d'analyse PCTDR ;
- 2) déduction de la permittivité réelle (K) d'après la calibration intermédiaire réalisée ;
- 3) calcul de la teneur en eau volumique (θ) d'après un modèle de teneur en eau calibré ou choisi parmi les modèles existants pour les sols. Cette étape sera présentée ci-après (§ III-2.1.2.).

Cette méthode, bien que fréquemment utilisée dans les sols, peut parfois se révéler délicate à interpréter dans les déchets, notamment du fait de l'utilisation de sondes gainées. Avant toute utilisation systématique et applicative de cette méthode, il est donc apparu comme essentiel de réaliser une étude complète de calibration et de quantifier l'impact de certains facteurs sur la mesure. C'est l'objet du § III-2.2.2. Avant cela, voyons toutefois quels sont les paramètres typiquement sensibles pour une mesure TDR.

- Sensibilité de la mesure et influence de paramètres externes

Les mesures TDR sont sensibles à de nombreux paramètres. Des modifications de la conductivité électrique du matériau ou du liquide influencent les mesures car elles occasionnent une perte d'énergie par effet Joule qui peut atténuer le signal et éventuellement empêcher la détection de la réflexion (Li et Zeiss, 2001). De manière similaire, la température a une influence sur la permittivité électrique du liquide (Grellier et al., 2006). Pour pallier ce problème, on gaine les sondes comme expliqué précédemment, ce qui entraîne toutefois une baisse de la sensibilité de la méthode (Staub et al. 2010a).

Li et Zeiss (2001) ont trouvé que la composition du déchet n'avait pas une influence primordiale sur la réponse TDR lorsque des sondes gainées sont utilisées. Ils montrent cependant que la conductivité électrique du fluide avait une influence sur les mesures avec sondes gainées pour de faibles valeurs de conductivité (inférieures à 10 mS/cm).

Dans les sols, Ponizovski et al. (1999) ont montré expérimentalement que la texture influençait les mesures. Tabbagh et al. (2000) et Jones et Friedman (2000) ont démontré par ailleurs que la distribution théorique des volumes des trois phases influençait la permittivité apparente du milieu. En analysant l'approche semi théorique pour les sols, Gong et al. (2003) ont montré que la masse volumique avait une influence sur la mesure absolue de teneur en eau, mais n'influencait pas les mesures relatives.

En plus de ces facteurs, d'autres facteurs ont une influence plus ou moins prononcée sur la permittivité électrique d'un matériau, par exemple l'état de l'eau (libre ou liée), la porosité, la teneur en matière organique, la forme des particules et des pores (Jones et Friedman, 2000 ; Van Dam et al., 2005). Ces effets n'ont toutefois pas été mis en évidence clairement sur le milieu déchet. Par exemple, les diamètres des particules ne permettent pas d'envisager la présence massive d'eau liée. L'influence de la porosité et de la teneur en MO tend cependant à indiquer qu'une calibration des sondes sur chaque déchet s'impose par prudence. La fréquence du signal a elle aussi une influence, mais elle peut être maintenue constante pour une campagne donnée de mesures.

Nous allons tester l'influence de la plupart de ces facteurs qui peuvent potentiellement affecter les mesures TDR sur les mesures afin de valider l'application de cette méthode aux déchets.

2.1.2. Expériences de calibration et de validation de la mesure

- Introduction et présentation du matériel

Les objectifs de ces expériences sont de déterminer les effets du liquide et du solide sur les mesures TDR, ainsi que de proposer une fonction de calibration adaptée pour l'utilisation de la méthode dans les déchets. La sensibilité de la mesure TDR a été étudiée vis-à-vis de la composition et de la masse volumique des déchets, de la teneur en eau et de sa distribution dans le milieu (Staub et al., 2010a).

Les expériences de calibration et de validation de la méthode TDR ont été réalisées dans la cellule « Alpha » décrite en détail au § II-2.2.1. Le volume de la cellule est prévu pour inclure l'intégralité du volume de mesure de la sonde TDR, comme nous le verrons. Plusieurs sondes ont été utilisées :

- des sondes de type CS605 de Campbell Scientific, disponibles dans le commerce, de longueur de tiges 30 cm, utilisée pour les expériences de calibration en cellule Alpha (§ II-2.2.1.) et pour les expériences en cellules CICLADE (§ IV-2.3.) ;
- des sondes réalisées par le LTHE, de longueur de tiges 50 cm, utilisées pour les expériences dans les bioréacteurs à l'INSA de Lyon (§ II-2.1.1.).

Les deux sondes sont dotées de trois tiges, mais la sonde réalisée au LTHE a des tiges maintenues entre elles à leur extrémité ce qui empêche d'insérer la sonde dans un milieu en place (Figure III-13). L'exploitation des mesures est réalisée grâce au programme PCTDR de Campbell Scientific.

→ L'application de cette technique pour le suivi de l'humidité à l'échelle du pilote sera présentée aux § III-3.1. et IV-2.1.

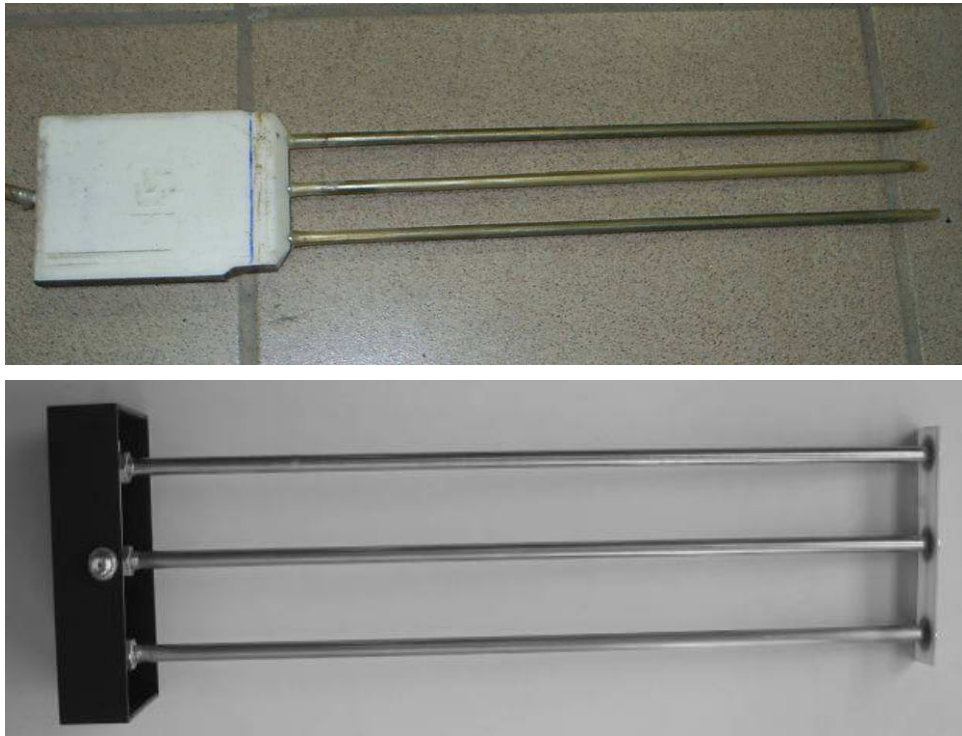


Figure III-13 : photographie des sondes TDR Campbell Scientific CS605 (en haut) et fabriquées par le LTHE (en bas). Les photographies ne sont pas à la même échelle.

- Matériaux testés

Deux matériaux ont été testés pour ces essais de calibration. Il s'agit de deux OM broyées, les déchets A et B, obtenues directement d'ISDND. Ces déchets ont également été testés dans les cellules CICLADE (§ V). Le Tableau III-5 donne les principales caractéristiques de ces deux matériaux.

Tableau III-5 : caractéristiques principales des déchets utilisés dans les essais de calibration TDR. La composition est donnée en pourcentage massique humide.

Caractéristique	Déchet A	Déchet B
Taille max. des part. D_{max} (mm)	< 70	< 40
Masse vol. sèche ini. ρ_d (kg/L)	0.41	0.39
Teneur en eau initiale w' (kg/kg)	0.278	0.502
Composant	Déchet A	Déchet B
Putrescibles et fines	36.6%	58.1%
Papiers et cartons	26.1%	13.3%
Plastiques	14.0%	9.5%
Verre	6.1%	5.4%
Métaux	5.7%	0.4%
Textiles et textiles sanitaires	5.5%	2.1%
Autres	6.0%	11.2%

Les principales différences sont que le déchet A est plus grossier, moins humide et moins organique que le déchet B. Le déchet B a de plus été déferrailé, ce qui explique une teneur en métaux très faible. Les deux déchets restent cependant assez proches. La catégorie « autres » est plus importante pour le déchet B en raison de difficultés d'identification au niveau de la caractérisation d'un déchet broyé plus finement que le déchet A.

- Evaluation du volume de mesure

Des expériences ont été réalisées pour déterminer le volume de mesure, ou zone d'influence des sondes utilisées pour la calibration (CS 605) puis dans les cellules CICLADE, et également celui des sondes réalisées au LTHE utilisées dans les cellules bioréacteur du LGCIE (INSA de Lyon).

Pour ce faire, les sondes ont été placées dans un bac plein dans lequel un bac avec des parois et un fond ajourés a été posé (Figure III-14). Ce dispositif permet ainsi de contrôler dans l'espace entre les deux bacs le niveau d'eau à chaque instant. Connaissant ainsi la position exacte de la sonde, il est alors possible de détecter l'arrivée de l'eau grâce au signal TDR dans le volume de mesure.

Si l'on fait l'hypothèse que le volume de mesure des sondes est un cylindre à directrice elliptique (Tabbagh et al., 2000 ; Gaidi, 2002) deux configurations ont été adoptées (Figure III-15) :

- position horizontale pour déterminer le demi petit axe de l'ellipsoïde de mesure (a) ;
- position verticale pour déterminer le demi grand axe de l'ellipsoïde de mesure (b).

Les sondes ont été entourées de déchets ménagers types (déchet A utilisé dans d'autres essais). Le niveau d'eau a été augmenté progressivement avec un pas de 5 mm, une meilleure précision n'étant malheureusement pas possible en raison de la taille du dispositif. Les valeurs déterminées ont été :

- pour les sondes CS605, $a \approx 20$ mm et $b \approx 105$ mm ;
- pour les sondes LTHE, $a \approx 20$ mm et $b \approx 115$ mm.



Figure III-14 : expérience de détermination du volume de mesure des sondes TDR. Ici, une sonde LTHE avant le chargement du déchet en position horizontale.

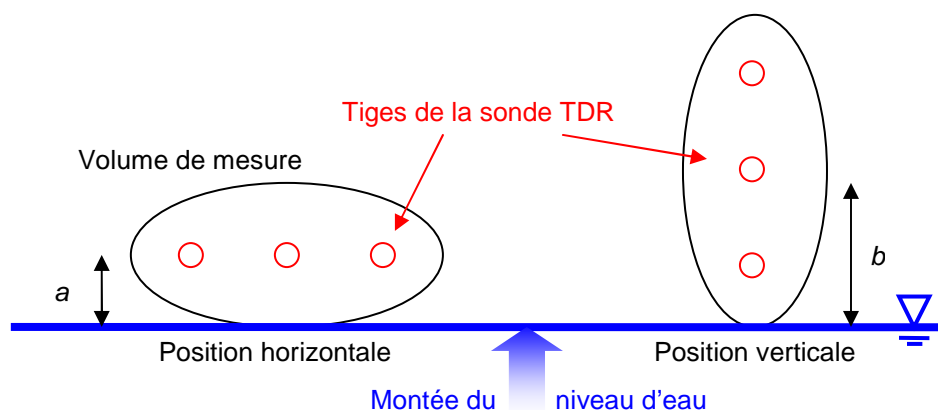


Figure III-15 : configurations pour le positionnement de la sonde. La sonde est soit posée horizontalement pour déterminer le demi petit axe a , soit verticalement pour déterminer le demi grand axe b .

Ces valeurs donnent ainsi des volumes d'influence respectifs d'environ 2.0 L pour la sonde CS605 (longueur 30 cm) et de 3.6 L pour la sonde LTHE (longueur 50 cm). Cela revient à un volume par mètre linéaire (ml) de longueur de tige de 6.7 L/ml pour la sonde CS605 et de 7.2 L/ml pour la sonde LTHE. La zone d'influence au bout des tiges a toutefois été négligée dans ce calcul.

De plus, ces volumes d'influence sont toutefois dépendants du milieu, et on doit les prendre comme des ordres de grandeur de volumes d'influence dans un déchet pour ces deux sondes.

- Présentation de la méthode

L'étalonnage des sondes TDR nécessite de contrôler l'humidité dans un volume limité : le volume de mesure ou zone d'influence de la sonde dont nous venons de déterminer le volume. Pour ce faire, la quantité d'eau injectée dans la cellule par la vanne inférieure est enregistrée à tout moment par pesée, et la teneur en eau moyenne du milieu est représentée globalement à tout instant par le volume d'eau ajoutée divisé par le volume de la cellule (c'est-à-dire qu'on fait l'hypothèse d'une teneur en eau identique en tout point de la cellule).

Pour tous les essais, le cylindre de déchets est rempli à une certaine masse volumique, puis la cellule est fermée et la sonde TDR est insérée dans le milieu en réalisant des trous à l'aide d'une tige de diamètre très légèrement inférieur au diamètre des tiges. Ensuite, différentes procédures d'humidification sont réalisées (Staub et al., 2010a ; Figure III-16) :

- *humidification graduelle par le bas* du milieu : simulation d'une augmentation d'humidité suivant un front d'infiltration comme par exemple lors de l'infiltration d'eau pluviale, ou lors de la recirculation de lixiviats – même si l'infiltration par le bas est certainement très différente d'une infiltration par le haut, dont le front serait plus hétérogène ;
- *humidification homogène manuelle* en sortant le déchet, en pulvérisant une certaine quantité d'eau, puis en le remettant dans la cellule à la masse volumique voulue : cette augmentation d'humidité lente et progressive représente des phénomènes de modification de l'humidité sur le long terme ;
- *augmentation de l'humidité volumique par diminution du volume* sans ajout d'eau : cette procédure permet de simuler l'augmentation d'humidité consécutive à un tassement du déchet. A noter que dans ce cas, une partie du volume de la cellule est hors du volume de mesure de la sonde lorsque le piston est en position haute, il en est tenu compte dans la correction de la teneur en eau (Figure III-16).

La teneur en eau volumique θ peut augmenter par humidification (augmentation de w') ou par augmentation de la compression (augmentation de ρ_d). Cette étude permet de découpler ces deux effets :

- effet de w' sur θ : l'étude de l'effet de l'humidification sur θ est étudiée par les essais d'humidification graduelle par le bas et homogène manuelle ;
- effet de ρ_d sur θ : l'étude de l'effet de la compression sur θ est étudiée par les essais de compression sans ajout d'eau.

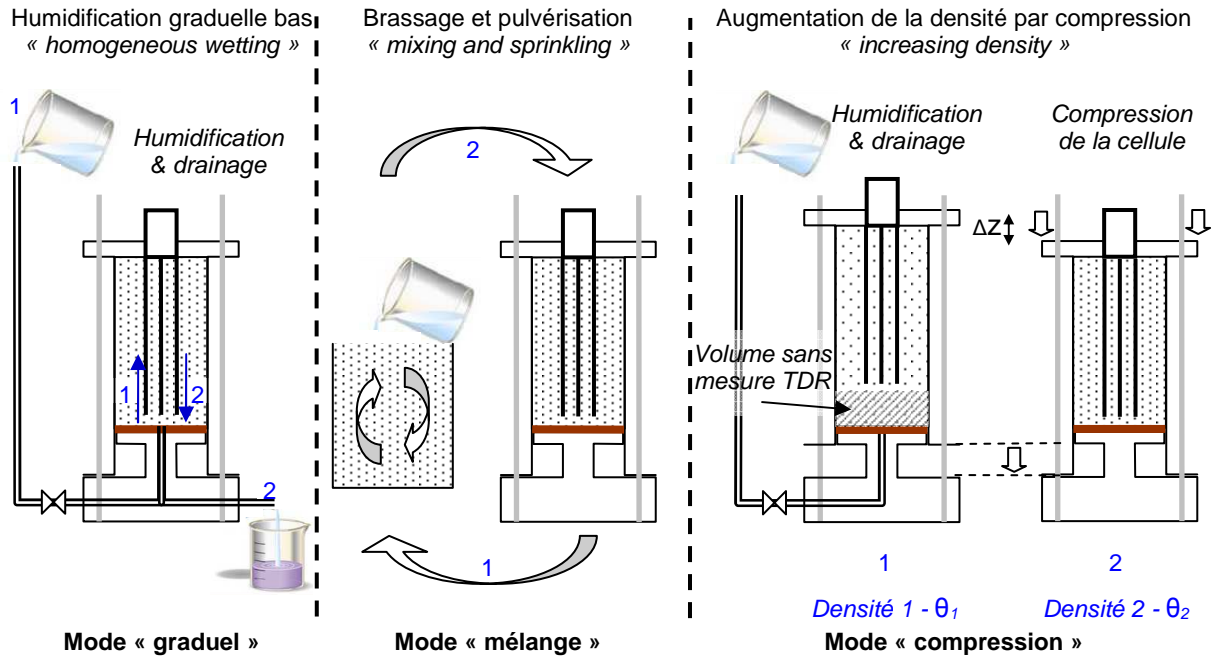


Figure III-16 : procédures d'humidification utilisées dans les essais de calibration de sondes TDR en cellule Alpha (Staub et al., 2010a).

• Fonction de calibration globale

Il a été recherché dans un premier temps, indépendamment du mode d'imbibition, de la masse volumique du déchet ou de toute autre variable, une fonction de calibration globale entre la grandeur mesurée par la sonde TDR (K) et la teneur en eau (θ). La régression a été réalisée sur la totalité des données (présentées dans les paragraphes qui suivent), mais seule une partie des données est représentée sur la Figure III-17 pour plus de lisibilité. Pour les essais en compression, la densité a été augmentée de 0.41 à 0.51 kg/L pour le déchet A et de 0.39 à 0.53 kg/L pour le déchet B en cinq étapes.

Un polynôme de degré 3, en référence au polynôme de Topp et al. (1980) – Equation III-13 – a été proposé. Le polynôme suivant a été proposé (Staub et al., 2010a) :

$$\theta = 0.066 + 0.0301 \cdot K - 0.00085 \cdot K^2 + 0.0000094 \cdot K^3 \quad [\text{III-18}]$$

Les valeurs de l'erreur moyenne (root mean squared error, RMSE) sont de 0.030 m³/m³ avec l'Equation III-18 et de 0.046 m³/m³ avec l'Equation III-13. L'utilisation de l'équation de Topp pour des déchets pourrait donc s'avérer moins précise qu'un polynôme spécifique, et entraînerait une sous-estimation des teneurs en eau réelles, surtout dans les valeurs extrêmes de permittivités. L'Equation III-18, valable sur une gamme de teneur en eau allant de 0.30 m³/m³ à 0.60 m³/m³ serait donc à préférer dans ce cas. On note toutefois que, localement, des écarts allant jusqu'à 0.05 m³/m³ peuvent subsister entre les mesures et la fonction globale de calibration. Ainsi, si une meilleure précision est souhaitée, il convient d'étudier la relation de calibration plus localement. Ceci sera fait dans les paragraphes suivants tout en étudiant les effets de chaque paramètre d'influence séparément.

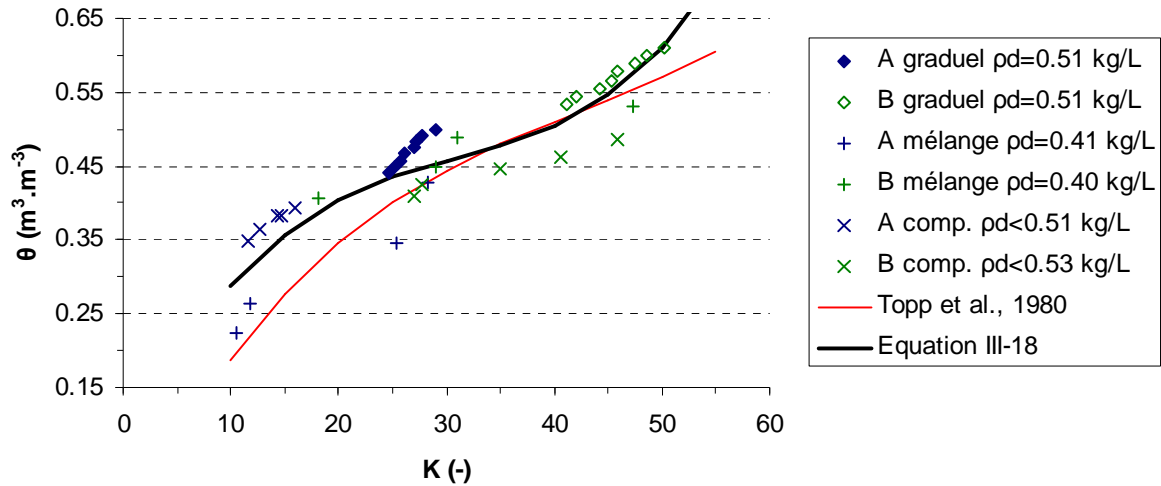


Figure III-17 : fonctions de calibration globales pour la méthode TDR. « comp. » : compression.

- Fonctions de calibrations propres à chaque essai

Des tests sur deux déchets, les déchets A et B, à différentes masses volumiques sèches ρ_d , et en réalisant les modes d'humidification décrits sur la Figure III-16 ont été réalisés. Pour chaque test, différentes relations de calibration entre la teneur en eau θ et la permittivité K ont été testées, sur la base de publications d'auteurs les ayant utilisées :

- régression en racine carrée (Masbruch et Ferré, 2003 ; Staub et al., 2010b) :

$$\theta = a_0 + b_0 \cdot \sqrt{K} \quad \text{[III-19]}$$

- régression linéaire :

$$\theta = a_1 + b_1 \cdot K \quad \text{[III-20]}$$

- polynôme de 2^{ème} degré :

$$\theta = a_2 + b_2 \cdot K + c_2 \cdot K^2 \quad \text{[III-21]}$$

- polynôme de 3^{ème} degré (Topp et al., 1980 ; Van Praagh et al., 2007) :

$$\theta = a_3 + b_3 \cdot K + c_3 \cdot K^2 + d_3 \cdot K^3 \quad \text{[III-22]}$$

- polynôme de 4^{ème} degré (Li et Zeiss, 2001) :

$$\theta = a_4 + b_4 \cdot K + c_4 \cdot K^2 + d_4 \cdot K^3 + e_4 \cdot K^4 \quad \text{[III-23]}$$

Le Tableau III-6 répertorie l'intégralité des résultats liés à la recherche de fonction de calibration pour tous les différents tests. Ici, il n'est dans un premier temps pas fait de distinction entre les essais à différentes masses volumiques.

Les résultats montrent pour tous les essais des valeurs de R^2 supérieures à 0.94 et des RMSE inférieures à $0.013 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$, ce qui indique une bonne corrélation quel que soit le type d'humidification. La dispersion des résultats des coefficients de régression pour chaque expression est évaluée en utilisant le coefficient de variation (CV) (rapport de l'écart type sur la moyenne). Pour les régressions en racine carrée et linéaires (Equations III-19 et III-20), les paramètres d'ajustement b_0 et b_1 (pente) sont assez cohérents entre les différents tests, et montrent des valeurs de CV inférieures à 12%. A l'inverse, les ordonnées à l'origine a_0 et a_1 montrent une bien plus forte hétérogénéité d'un test à l'autre, et il ne paraît pas réaliste de proposer une valeur unique.

Tableau III-6 : régressions sur la totalité des essais (Equations III-19 à III-23, Figure III-17). Les valeurs de RMSE sont données en m^3/m^3 .

	Régr. en racine carrée (III-19)				Régression linéaire (III-20)				Polynôme de 2 ^{ème} degré (III-21)				
	RMSE	R ²	a ₀	b ₀	RMSE	R ²	a ₁	b ₁	RMSE	R ²	a ₂	b ₂	c ₂
Humidification graduelle par le bas													
Moyenne A	0.007	0.959	-0.229	0.156	0.007	0.955	0.041	0.014	0.005	0.972	-0.001	0.063	-0.647
Moyenne B	0.004	0.987	-0.311	0.131	0.005	0.987	0.118	0.010	0.004	0.990	0.000	0.015	0.037
CV(A)	-	-	39%	12%	-	-	209%	9%	-	-	41%	26%	21%
CV(B)	-	-	20%	7%	-	-	38%	10%	-	-	293%	123%	1114%
Humidification homogène													
Moyenne A	0.013	0.949	0.031	0.079	0.012	0.951	0.183	0.010	0.009	0.974	0.000	0.008	0.217
Moyenne B	0.008	0.950	0.198	0.045	0.009	0.943	0.327	0.004	0.008	0.952	0.000	0.006	0.290
CV(A)	-	-	190%	2%	-	-	26%	5%	-	-	1029%	388%	80%
CV(B)	-	-	4%	4%	-	-	3%	7%	-	-	71%	31%	5%
	Polynôme de 3 ^{ème} degré (III-22)						Polynôme de 4 ^{ème} degré (III-23)						
	RMSE	R ²	a ₃	b ₃	c ₃	d ₃	RMSE	R ²	a ₄	b ₄	c ₄	d ₄	e ₄
Humidification graduelle par le bas													
Moyenne A	0.005	0.978	0.000	0.022	-0.612	5.992	0.004	0.982	0.000	0.027	-1.146	21.95	-157.6
Moyenne B	0.003	0.992	0.000	0.007	-0.269	3.933	0.003	0.992	0.000	-0.002	0.131	-3.685	39.29
CV(A)	-	-	55%	64%	74%	78%	-	-	37%	43%	49%	54%	59%
CV(B)	-	-	71%	66%	61%	49%	-	-	67%	64%	60%	56%	51%
Humidification homogène													
Moyenne A	0.000	0.999	0.000	-0.014	0.228	-0.940	0.000	1.000	0.001	-0.027	0.554	-4.911	16.41
Moyenne B	0.002	0.988	0.000	0.003	-0.070	0.888	0.000	1.000	0.000	0.001	-0.046	1.067	-9.011
CV(A)	-	-	33%	21%	10%	2%	-	-	98%	98%	99%	100%	101%
CV(B)	-	-	164%	178%	217%	167%	-	-	68%	81%	92%	100%	109%

Cela tendrait à dire à la vue de ces résultats que la mesure absolue de θ avec les sondes TDR est difficile, les mesures semblant être corrélées à une constante près.

Les régressions en utilisant un polynôme de deuxième degré ou davantage donnent des coefficients de régression qui varient très fortement d'un test à l'autre, ils ne semblent pas donner d'indication physique valable. C'est pourquoi les pentes des relations racine carrée et linéaire seront davantage utilisées par la suite pour caractériser les effets physiques du type de test sur la courbe de calibration. Ces polynômes offrent toutefois des coefficients de détermination et des RMSE meilleurs, pour des raisons purement mathématiques. Comme nous avons eu l'occasion de le dire plus haut, ce type de polynôme semble surtout adapté si une fonction unique de calibration est recherchée pour une large gamme d'humidité et pour un nombre important de configurations d'humidifications.

- Effet de la procédure d'humidification

Les effets des procédures d'humidification peuvent être étudiées à la lumière de la Figure III-17 et du Tableau III-7. On peut noter une tendance assez générale : le paramètre b , assimilable à la pente de la courbe de calibration, est systématiquement plus faible pour les humidifications homogènes que pour les humidifications par saturation graduelle par le bas. Le rapport entre les pentes va globalement de 1.97 à 2.91. En d'autres termes, la sonde est nettement plus sensible aux variations de θ dans le cas des humidifications homogènes du déchet.

L'explication de cette différence pourrait résider dans la distribution de l'eau dans la zone voisine des tiges, le volume de mesure. Lorsque l'eau est ajoutée graduellement par le bas, sa montée n'est pas forcément homogène. Le front d'infiltration n'est sans doute pas plan, et l'on peut observer une montée de la teneur en eau plus rapide sur les bords par capillarité. A l'inverse, l'humidification par brassage et pulvérisation d'eau, ou par compression de l'échantillon (méthodes dites « homogènes ») atteindrait directement toutes les zones du déchet.

Tableau III-7 : régressions pour les essais avec humidification graduelle par le bas (Equations III-19 à III-23, Figure III-18). Les valeurs de RMSE sont données en m^3/m^3 , ρ_d en t/m^3 .

	Régr. en racine carrée (III-19)				Régression linéaire (III-20)				Polynôme de 2 ^{ème} degré (III-21)				
	RMSE	R ²	a ₀	b ₀	RMSE	R ²	a ₁	b ₁	RMSE	R ²	a ₂	b ₂	c ₂
Déchet A													
$\rho_d=0.44$	0.007	0.965	-0.091	0.122	0.008	0.955	0.217	0.012	0.004	0.991	-0.001	0.056	-0.329
$\rho_d=0.51$	0.003	0.974	-0.287	0.147	0.003	0.971	0.093	0.014	0.002	0.986	-0.001	0.082	-0.812
$\rho_d=0.61$	0.007	0.943	-0.310	0.141	0.007	0.937	0.072	0.013	0.004	0.983	-0.002	0.101	-1.206
CV(A)	-	-	43%	8%	-	-	50%	7%	-	-	23%	24%	46%
Déchet B													
$\rho_d=0.44$	0.003	0.954	-0.296	0.112	0.003	0.950	0.121	0.008	0.003	0.972	0.000	0.046	-0.919
$\rho_d=0.47$	0.007	0.940	-0.218	0.116	0.007	0.934	0.194	0.008	0.005	0.971	-0.001	0.062	-1.147
$\rho_d=0.51$	0.007	0.987	-0.250	0.122	0.007	0.988	0.162	0.009	0.005	0.990	0.000	-0.003	0.446
CV(B)	-	-	13%	3%	-	-	18%	7%	-	-	208%	815%	158%
	Polynôme de 3 ^{ème} degré (III-22)						Polynôme de 4 ^{ème} degré (III-23)						
	RMSE	R ²	a ₃	b ₃	c ₃	d ₃	RMSE	R ²	a ₄	b ₄	c ₄	d ₄	e ₄
Déchet A													
$\rho_d=0.44$	0.003	0.995	0.000	-0.008	0.234	-1.828	0.003	0.995	0.000	-0.001	0.049	-0.720	4.150
$\rho_d=0.51$	0.002	0.990	-0.001	0.046	-1.194	10.574	0.002	0.992	-0.001	0.061	-2.407	42.38	-279.3
$\rho_d=0.61$	0.004	0.985	0.000	-0.014	0.477	-4.824	0.003	0.986	0.000	-0.014	0.590	-11.20	79.55
CV(A)	-	-	288%	341%	458%	510%	-	-	208%	214%	221%	228%	237%
Déchet B													
$\rho_d=0.44$	0.003	0.973	0.000	-0.004	0.228	-4.226	0.003	0.979	0.000	-0.005	0.383	-13.88	188.1
$\rho_d=0.47$	0.005	0.974	0.000	-0.008	0.461	-7.853	0.005	0.976	0.000	0.003	-0.245	8.328	-106.0
$\rho_d=0.51$	0.005	0.990	0.000	0.002	-0.105	1.994	0.005	0.990	0.000	-0.001	0.052	-1.631	19.44
CV(B)	-	-	173%	187%	221%	0%	-	-	385%	434%	491%	557%	620%

Dans les sols, il a été montré que la distribution des liquides dans le volume de mesure n'avait pas d'influence mesurable (Topp et al., 1980 ; Gong et al., 2003). Toutefois, les expériences n'ont pas été réalisées dans les mêmes conditions, et les milieux considérés sont très différents en terme de propriétés capillaires, de granulométrie et de composition.

- Effet du type et de la composition des déchets

Pour étudier l'effet de la composition des déchets, nous avons étudié les essais réalisés avec les deux déchets à plusieurs masses volumiques en utilisant un seul mode d'imbibition : l'humidification graduelle par le bas. Ces résultats sont donnés en Figure III-18 et dans le Tableau III-6.

D'après ces résultats, pour toutes les régressions en racine carrée et linéaires, le paramètre b , assimilable à la pente de la courbe de calibration, est plus faible pour le déchet B que pour le déchet A. Cela tendrait à indiquer que le déchet B est plus sensible aux variations de teneur en eau que le déchet A. Le rapport entre ces pentes pour les courbes portant sur le déchet A et le déchet B est compris entre 1.19 et 1.76, et on peut donc parler d'un effet de la composition sur la fonction de calibration.

La différence entre les deux déchets peut être expliquée par la forte teneur en matière organique du déchet B, qui a tendance à abaisser la permittivité du milieu. Lorsque θ augmente, la différence de permittivité augmente également, ce qui entraîne une pente plus forte pour le déchet B. On voit par ailleurs deux groupes assez distincts sur la Figure III-18 qui correspondent à chaque déchet. La plus grande différence entre ces deux groupes est en fait l'ordonnée à l'origine, ce qui confirme la remarque précédente sur la difficulté de mesurer θ , sinon à une constante près.

On peut également noter que deux déchets ayant des compositions différentes auront en principe des permittivités différentes. C'est pourquoi il est suggéré de réaliser une calibration pour chaque milieu (Li et Zeiss, 2001). Toutefois, ici, seuls deux matériaux ont été utilisés et il est difficile de conclure de manière claire sur l'influence de la composition sur la mesure.

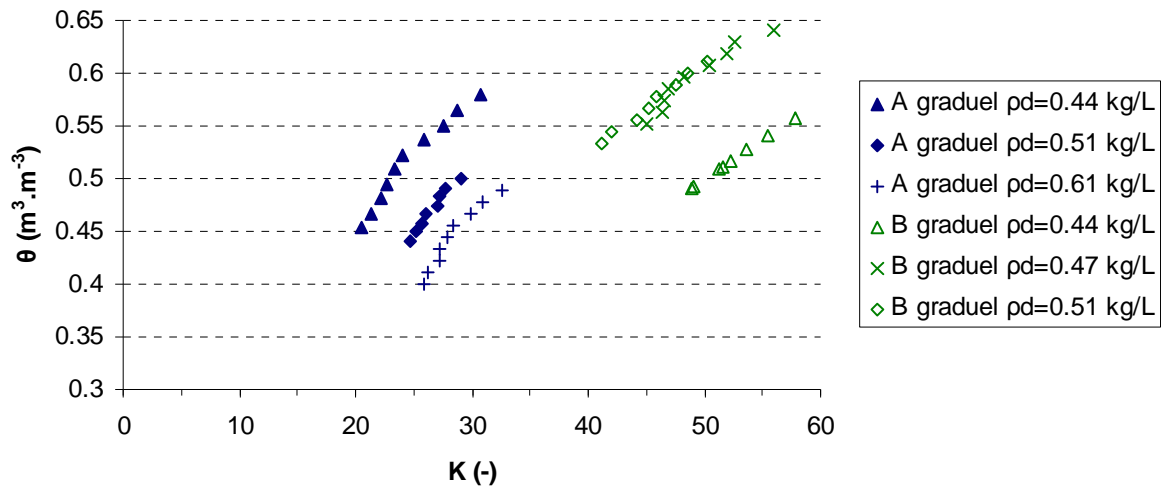


Figure III-18 : influence de la masse volumique sèche et de la composition du déchet sur les mesures TDR.

- Effet de la masse volumique

Pour étudier l'effet de la masse volumique des déchets, les résultats donnés en Figure III-18 et de dans le Tableau III-7 peuvent être comparés pour trois différentes masses volumiques sèches par déchet.

Pour comparer les résultats, nous nous baserons là aussi sur les pentes b des régressions en racine carrée et linéaires. On constate d'après le Tableau III-7 qu'aucune tendance nette ne peut être dégagée quant à l'influence de la masse volumique. De façon analogue, Masbruch et Ferré (2003) avaient montré qu'il n'existait pas de corrélation entre le paramètre b_0 et la masse volumique ($R^2 = 0.02$). Avec nos résultats, nous obtenons toutefois une corrélation nettement meilleure ($R^2 = 0.47$).

D'un point de vue analytique, la masse volumique a une influence sur l'ordonnée à l'origine de la fonction de calibration (Gong et al., 2003). Ici, ce phénomène n'a pas été clairement observé, même si l'on observe une corrélation très légèrement plus forte qu'avec la pente ($R^2 = 0.56$). L'influence de la masse volumique reste toutefois discutable, comme soulignée par Ledieu et al. (1986), et pour la faible gamme considérée ici (0.44 à 0.61 t/m³), on ne constate pas d'influence sur les mesures TDR.

2.1.3. Conclusions sur la calibration et la validation de la méthode TDR

Une étude assez exhaustive de l'applicabilité de la méthode aux déchets a été réalisée. Une équation générale pour la calibration de sondes dans le milieu déchet par analogie avec la relation proposée par Topp et al. (1980) pour les sols a été proposée dans un premier temps. D'autres fonctions de calibration, valables au cas par cas en fonction de la méthode d'humidification, mais qui ont un sens plus physique, pourront être utilisées sur des gammes plus restreintes de teneurs en eau.

Les études de sensibilité de la mesure ont toutefois montré qu'une approche prudente des résultats doit toujours être préconisée. La distribution de l'humidité au voisinage des tiges a été soulignée comme un facteur déterminant sur les mesures. La composition du déchet influe également sur les mesures, même si une étude plus détaillée avec de nombreux types de déchets s'imposerait pour confirmer la tendance. En revanche, la masse volumique semble avoir une influence limitée.

Les sondes TDR se sont avérées efficaces pour déterminer les changements d'humidité (ordonnée à l'origine des courbes $\theta(K)$ plus incertaines que les pentes), mais permettent aussi de réaliser des mesures absolues avec une marge d'erreur faible, de l'ordre de 0.05 m³/m³. L'application de cette méthode à l'échelle du site n'est pas réaliste avec des sondes de taille réduite, comme utilisées dans ce travail, mais des sondes avec des longueurs de tige de plusieurs mètres existent (Bouyé et al., 2005). Cette méthode peut aussi avoir de l'intérêt si elle est couplée à une méthode spatialisée pour donner des valeurs ponctuelles complémentaires.

2.2. La mesure par sonde à neutrons

2.2.1. Théorie et principe de la méthode neutrons

- Principe de la mesure et équation de base de la méthode neutrons

La sonde à neutrons émet des neutrons rapides d'une source radioactive dans le sol. Ces neutrons à haute énergie sont soit ralentis (ou « thermalisés ») en raison des nombreuses collisions avec les noyaux des atomes du matériau, soit absorbés par ces mêmes noyaux (Yuen et al., 2000). La plupart des atomes, excepté ceux ayant un poids moléculaire très faible, occasionnent une faible perte d'énergie en ralentissant les neutrons, parce que leur masse est bien plus importante que celle des atomes. Lors de la collision de neutrons avec des atomes d'hydrogène, la perte d'énergie est beaucoup plus significative en raison de masses comparables (Dane et Topp, 2002). Les atomes d'hydrogène étant des composés majeurs des molécules d'eau, la densité du nuage de neutrons résultant des collisions est enregistrée par la source et est corrélée à la teneur en eau.

Le taux de comptage (« *count ratio* ») est généralement préféré au comptage absolu de neutrons pour établir la relation de calibration. On définit le taux de comptage neutrons C_R^N par :

$$C_R^N = \frac{x}{x_s} \quad [\text{III-24}]$$

où x est le comptage neutrons dans le milieu étudié et x_s est le comptage standard, mesuré dans l'eau. La mesure par rapport à un comptage standard permet de garantir que, même si l'intensité de la sonde radioactive décroît avec le temps, cela n'affectera pas la mesure relative (Dane et Topp, 2002). Cela permet, en outre, d'avoir une mesure comprise entre 0 et 1 plus facilement corrélable à la teneur en eau, elle-même comprise entre 0 et 1. La Figure III-19 montre le comptage standard en fonction du temps pour la sonde utilisée dans ce travail : en près d'un an, il a globalement baissé de 0.6%.

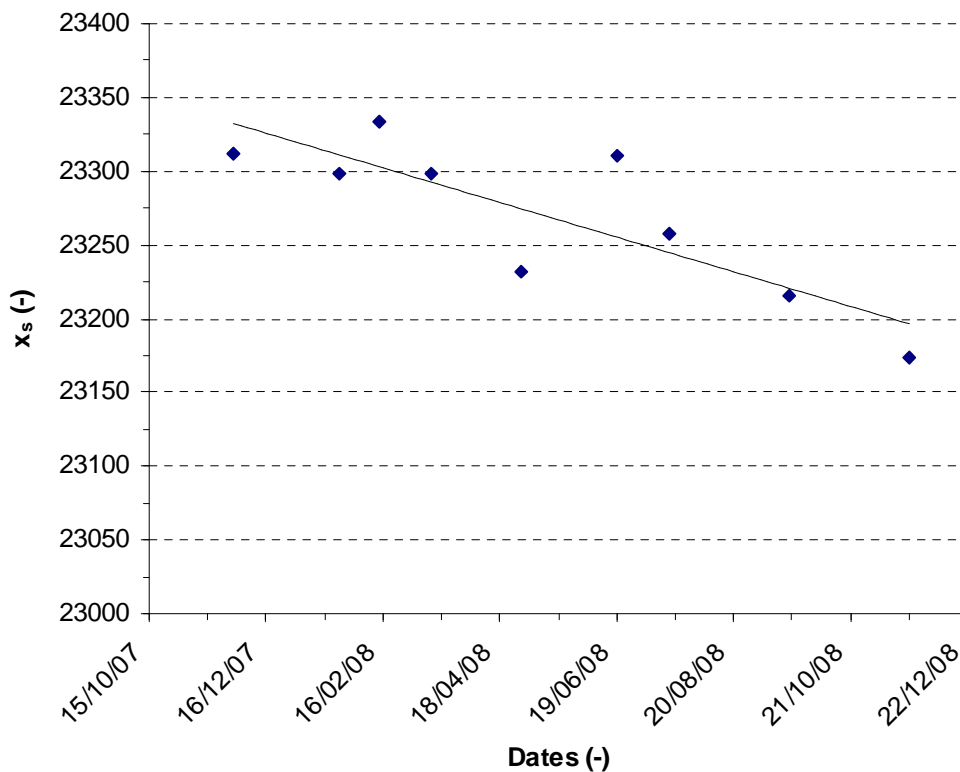


Figure III-19 : comptage standard en fonction du temps pour la sonde neutrons utilisée dans ce travail.

- Modèle de calibration pour la teneur en eau

Contrairement aux modèles polynomiaux complexes utilisés en méthode TDR, pour la méthode neutrons, un seul type de modèle est utilisé. Basé sur le fait que la densité du nuage de neutrons résultant des collisions n'est corrélable qu'à la teneur en atomes d'hydrogène du milieu, et ce, de façon linéaire, la théorie suggère une relation linéaire du type (Gemmel et al., 1966 ; Yuen, 1999) :

$$\theta = a_N + b_N \cdot C_R^N \quad \text{[III-25]}$$

Physiquement, le coefficient b_N représente le facteur de proportionnalité entre teneur en eau et taux de comptage, et le coefficient a_N est toujours négatif, étant proportionnel au taux de comptage enregistré dans un milieu hypothétiquement complètement sec. Il est donc représentatif de la teneur en hydrogène du milieu solide.

- Récapitulatif des étapes de la mesure neutrons

La mesure de teneur en eau par sonde à neutrons se déroule suivant les étapes suivantes :

- 1) calibration du comptage standard (x_s) ;
- 2) mesure du comptage dans le milieu x et calcul du taux de comptage (C_R^N) ;
- 3) calcul de la teneur en eau volumique (θ) d'après un modèle de teneur en eau.

Cette méthode bénéficie d'une longue expérience en agronomie et pédologie, mais le retour d'expériences sur les déchets est encore faible. Plus « lourde » à mettre en œuvre que la méthode TDR (de par son volume de mesure plus important et les mesures de sécurités inhérentes à l'utilisation de matières radioactives), mais en même temps généralement plus simple à utiliser, cette méthode n'a pas fait l'objet d'une étude détaillée de calibration en laboratoire, mais a directement été étudiée et calibrée dans des pilotes. Avant cela, voyons toutefois quels sont les paramètres typiquement sensibles pour une mesure à la sonde à neutrons.

- Sensibilité de la mesure et influence de paramètres externes

Les mesures neutrons peuvent être influencées par plusieurs paramètres. On note d'une part l'effet de l'hydrogène naturellement présent dans le milieu, qui tend à augmenter le taux de comptage sans influence de l'eau, et qui fausse donc l'interprétation en terme de teneur en eau (Yuen et al., 2000 ; Imhoff et al., 2007 ; Staub et al., 2010b). La Figure III-20a montre l'effet de la présence d'hydrogène dans les déchets sur l'allure de la courbe de calibration. A noter toutefois que cet effet n'influence pas les mesures relatives faites sur un même milieu solide dont la teneur en hydrogène ne change pas.

Un deuxième effet notoire signalé est la présence d'éléments chimiques pouvant capturer des neutrons. Durant la phase de ralentissement des neutrons suite aux collisions, une part des neutrons peut être capturée par des éléments ayant une affinité pour les neutrons (Staub et al., 2010b). Cet effet de capture des neutrons est plus important à des fortes teneurs en eau (Dickey, 1990). Les éléments incriminés pouvant être présents dans les déchets ou les sols sont notamment, par ordre d'affinité décroissante, le Bore, le Fer, le Potassium et le Chlore. Il s'agit là d'éléments présents en très faible quantité dans les déchets, si bien que cet effet peut généralement être négligé (Yuen, 1999). La Figure III-20b présente l'effet potentiel sur la courbe de calibration de la présence d'éléments pouvant capturer les neutrons.

Notons que la masse volumique a un impact indirect sur la mesure, puisque un milieu dense aura sans doute une concentration plus forte en hydrogène moléculaire. Ainsi, l'impact de la masse volumique sur les mesures est parfois noté comme un désavantage (Imhoff et al., 2007). Mais la sensibilité à la masse volumique peut potentiellement aussi, comme pour la méthode TDR, permettre de voir l'effet du tassement. Il y a ici un double effet du tassement puisque d'une part il se traduit par une augmentation de θ , et d'autre part la teneur en hydrogène du milieu solide peut augmenter par unité de volume sous l'effet du tassement, ce qui pourrait poser problème pour des tassements importants.

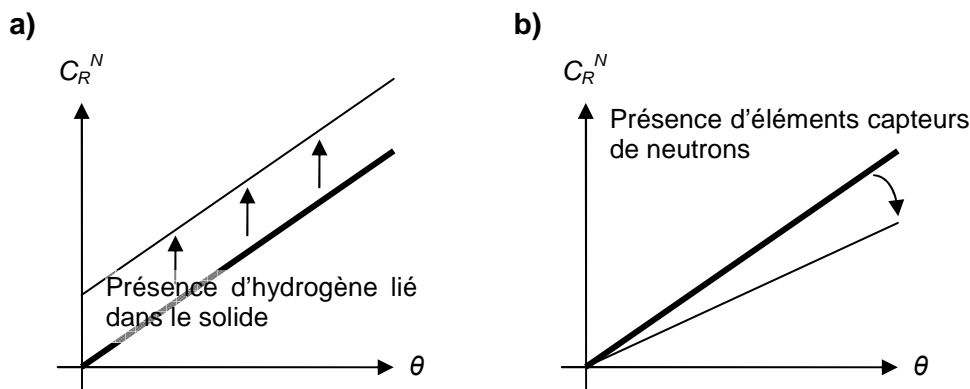


Figure III-20 : effets de l'hydrogène présent dans le milieu (a) et de la capture de neutrons (b) (d'après Yuen et al., 2000). La ligne en gras indique la courbe typique de calibration initiale.

En conclusion, la méthode neutrons est plus « robuste » que la méthode TDR dans le sens où elle est influencée par un nombre plus limité de paramètres, mais qui la rend pratiquement impossible à utiliser pour déterminer des teneurs en eau absolues. On peut noter aussi que les deux méthodes ont des limitations assez distinctes, ce qui rend leur utilisation en parallèle particulièrement intéressante, comme nous le verrons au § III-3.1.

2.2.2. Expériences de calibration et de validation de la mesure

• *Introduction et présentation du matériel*

Les objectifs de ces expériences sont de déterminer l'applicabilité de la méthode neutrons au milieu déchet pour un suivi de l'humidité. Ces expériences ont également pour objectif de proposer une fonction de calibration, si possible unique, pour l'utilisation de la méthode dans les déchets. Elles permettront également d'appréhender le volume de mesure des sondes. Ces travaux ont été présentés de manière détaillée par Staub et al. (2010b).

Les expériences de calibration et de validation de la méthode neutrons ont été réalisées dans six cellules bioréacteurs situées à l'INSA de Lyon, brièvement décrites au § II-2.1.1. Le volume des cellules est largement supérieur au volume de mesure de la sonde neutrons. Les cellules et les matériaux testés sont présentés dans les paragraphes qui suivent.

Un seul type de sonde à neutrons a été utilisé dans ce travail, la sonde Américium-Béryllium CPN 503 DR Hydroprobe de Campbell Pacific Nuclear. Cette sonde est présentée en Figure III-21. La sonde se compose principalement d'un doublet émetteur de neutrons rapides et compteur de neutrons lents, situé au bout d'un câble permettant de le descendre dans un tube d'accès en aluminium. Le système électronique de comptage est généralement situé en surface, avec une lecture visuelle de la valeur de comptage sur un écran situé directement sur l'appareil.

Contrairement aux sondes TDR, ce matériel ne nécessite pas de traitement informatique spécifique. Les essais présentés dans ce travail concernant la sonde à neutrons ont été réalisés sur les cellules bioréacteurs de l'INSA de Lyon et sur une ISDND.

La Figure III-22 présente la sonde dans son fonctionnement normal dans un bioréacteur chargé de déchets.

→ L'application de cette technique pour le suivi de l'humidité à l'échelle du pilote sera présentée au § III-3.1., et à l'échelle du site au § III-3.2.



Figure III-21 : photographie de la sonde neutrons au LGCIE (INSA de Lyon) en train de mesurer le comptage standard dans une cuve remplie d'eau.

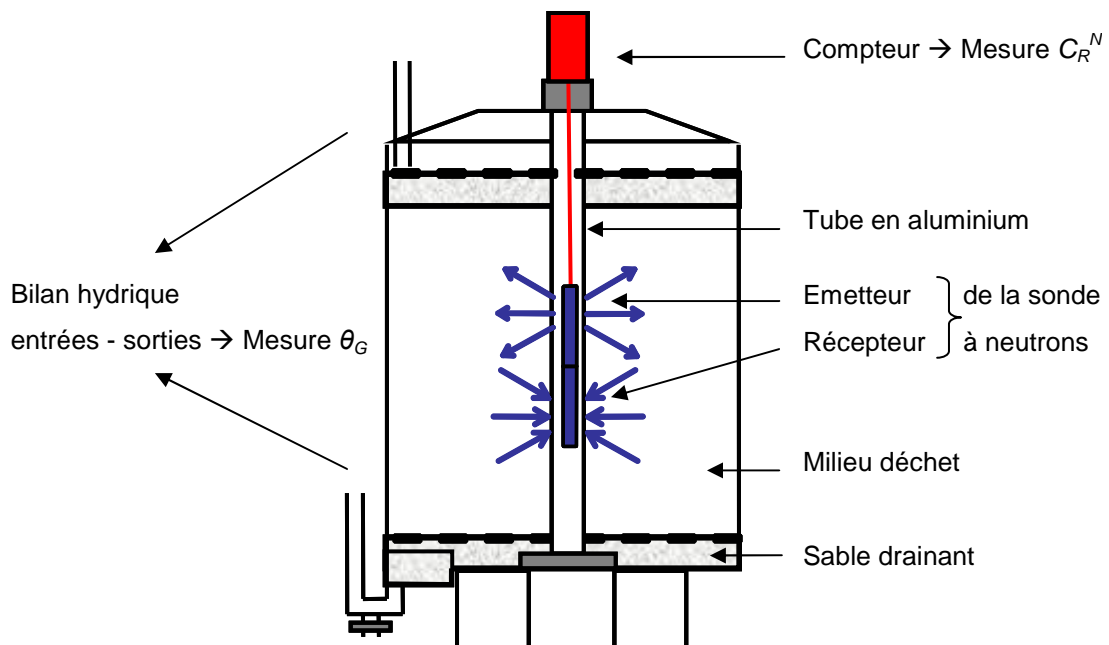


Figure III-22 : schéma d'une des cellules bioréacteur du LGCIE (INSA de Lyon) utilisée pour établir les relations de calibration et l'étude de la sensibilité de la sonde à neutrons²⁴.

²⁴ Ces cellules sont également équipées de sondes TDR, dont les mesures sont exploitées plus loin (§ III-3.1.).

Tableau III-8 : caractéristiques principales des déchets utilisés dans les essais dans les bioréacteurs du LGCIE. La composition est donnée en pourcentage massique humide.

Caractéristique	Déchet A0	Déchet A
Taille max. des part. D_{max} (mm)	< 150	< 70
Masse vol. sèche ini. ρ_d (kg/L)	0.37	0.41
Teneur en eau initiale w' (kg/kg)	0.265	0.278
Composant	Déchet A0	Déchet A
Putrescibles et fines	31.2%	36.6%
Papiers et cartons	26.9%	26.1%
Plastiques	14.5%	14.0%
Verre	5.8%	6.1%
Métaux	5.4%	5.7%
Textiles et textiles sanitaires	6.1%	5.5%
Autres	10.1%	6.0%

- Matériaux testés

Deux matériaux ont été testés pour les essais dans les bioréacteurs du LGCIE. Il s'agit de matériaux issus de la même OM broyée obtenue auprès d'une ISDND. Le déchet A0 est broyé à 150 mm, alors que le déchet A (également testé dans une cellule CICLADE, § V) est broyé à 70 mm. Le Tableau III-8 donne quelques caractéristiques de ces matériaux issus d'un même déchet initial.

Les principales différences sont que le déchet A0 est plus grossier et légèrement moins dense que le déchet A. La composition est légèrement modifiée du fait du broyage, mais ne diffère pas de façon significative²⁵. Les déchets A0 ont été utilisés dans trois réacteurs, R1 à R3, et les déchets A dans trois autres réacteurs, R4 à R6 (Tableau III-9).

Trois conditions différentes d'humidification ont été considérées :

- les réacteurs R1 et R4 ont été saturés puis drainés au lancement (jour 0). Ensuite, ils n'ont plus été humidifiés, sauf le réacteur R4 à partir du jour 199 ;
- les réacteurs R2 et R5 ont subi un fort flux d'injection de 8.0 L/t MS/jour. Leur teneur en eau a fortement augmenté suite à cette injection, comme le montre le Tableau III-9 ;
- les réacteurs R3 et R6 ont subi un flux d'injection plus faible de 2.0 L/t MS/jour, mais pendant une durée globalement plus longue.

²⁵ Ces déchets ont également été testés dans le cadre de l'ANR PRECODD Bioréacteur avec d'autres notations : le déchet A0 est parfois intitulé déchet « A » et le déchet A est parfois intitulé déchet « B ».

Tableau III-9 : caractéristiques principales des pilotes bioréacteurs du LGCIE (INSA de Lyon). « ini » : initial(e).

Caractéristique	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Type de déchet	A0	A0	A0	A	A	A
Mode d'humidification	Saturation- drainage	Fort flux d'injection	Faible flux d'injection	Saturation- drainage	Fort flux d'injection	Faible flux d'injection
Volume (m ³)	0.82	0.77	0.81	0.82	0.80	0.83
Masse sèche ini (t MS)	0.30	0.30	0.30	0.36	0.36	0.36
Masse vol. sèche ini (t/m ³)	0.37	0.40	0.37	0.45	0.45	0.44
Hauteur ini z^0 (cm)	110	102	107	109	106	110
Ajout de lixiviats ini (L)	391	0	0	328	0	0
Flux d'injection (L/t MS/j)	0	8.0	2.0	8.0	8.0	2.0
Début d'injection	-	Jour 87	Jour 157	Jour 199	Jour 87	Jour 157
θ_G correspondant	-	0.15	0.14	0.36	0.23	0.22
Fin d'injection	-	Jour 190	Jour 364	Jour 241	Jour 206	Jour 311
θ_G correspondant	-	0.32	0.27	0.45	0.45	0.30

- Evaluation du volume de mesure

L'évaluation du volume de mesure, ou zone d'influence, n'a pas été réalisée à partir d'expériences supplémentaires, comme pour les sondes TDR, mais en se basant sur l'observation directe des mesures en fonction de la profondeur de la sonde. Ici, nous proposons de s'intéresser aux résultats sur un pilote, R5, pour illustrer le calcul du volume de mesure, et mieux comprendre la démarche de calibration présentée plus loin.

Les réponses de la sonde aux extrémités, tout en haut et tout en bas de la colonne de déchets, ont été particulièrement étudiées (Figure III-23). En effet, le déchet est présent de la profondeur 0 à 100 cm dans les bioréacteurs. Lorsque le volume de mesure comprend le mélange d'air et de graviers sus-jacent (situé au-delà de 100 cm), le taux de comptage mesuré sera nettement plus faible que dans le milieu déchet. Ceci est également vrai pour la base de la colonne, un drainage gravitaire étant réalisé.

La profondeur à partir de laquelle la sonde donne une valeur de taux de comptage à peu près proche de la moyenne sur la hauteur centrale de la colonne est considérée comme le rayon de la sphère d'influence de la sonde à neutrons :

- on peut d'après les mesures dire que le rayon d'influence de la sphère est compris entre 10 et 20 cm (puisque les mesures à 20 cm et 80 cm ne semblent pas inférieures aux autres mesures centrales) ;
- la résolution spatiale des mesures ne permet pas d'être beaucoup plus précis, mais il paraît réaliste de donner une fourchette plus précise comprise entre 10 cm et 15 cm, car à 10 cm et à 90 cm l'influence respective des graviers sous-jacents et de l'air sus-jacent.

Si l'on considère une valeur de 10 cm, cela donne un volume de mesure d'environ 4 L, et pour un rayon de 15 cm, un volume de 14 L. Ce volume est susceptible d'être variable en fonction de l'humidité et du milieu dans lequel la mesure est effectuée.

Sur la Figure III-23, un rayon d'influence de 10 cm est considéré pour l'exemple.

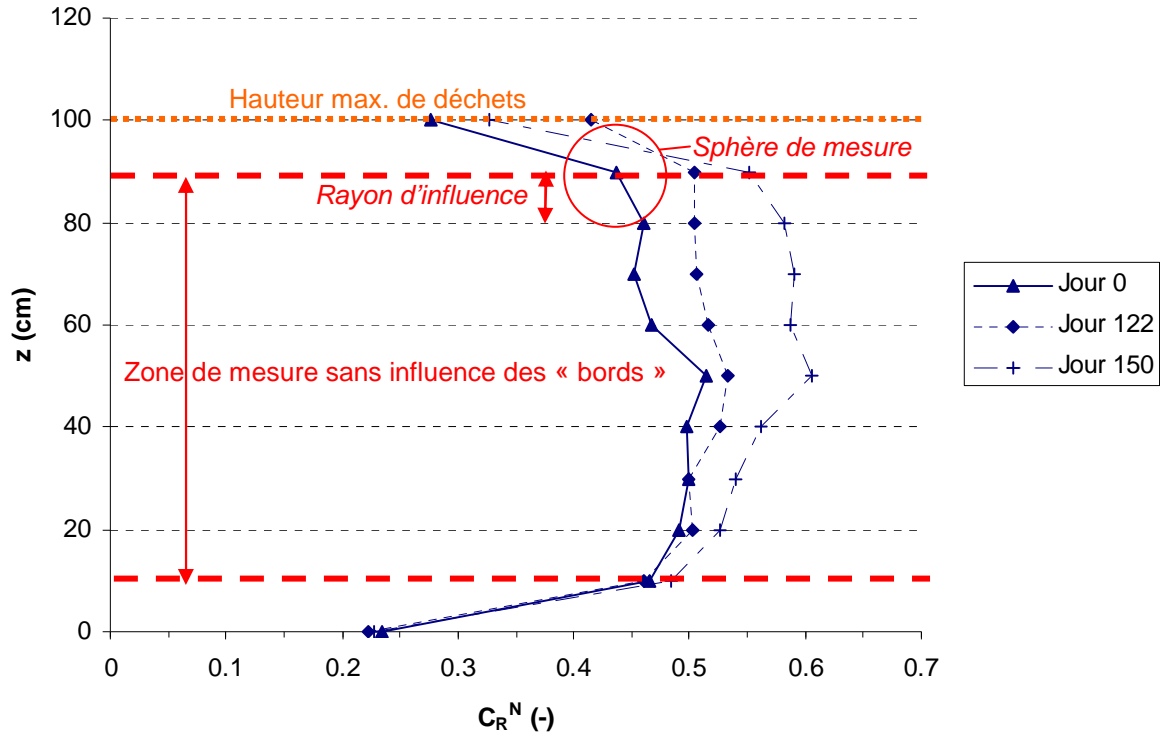


Figure III-23 : mesures verticales avec la sonde à neutrons pour le R5 du LGCIE.

- Présentation de la méthode

La méthode neutrons ne nécessite pas une calibration aussi poussée que la méthode TDR en raison d'une relation linéaire entre taux de comptage et teneur en eau. La méthode de mesure étant radioactive, et donc plus délicate à utiliser, il n'est pas possible de répéter de nombreuses expériences de calibration. La sensibilité de la méthode, notamment en fonction du type de milieu, mérite toutefois une attention particulière.

Pour l'étude de calibration, plusieurs étapes successives ont été réalisées :

- une première étape a été la *mesure locale d'un taux de comptage* C_R^N pour chaque profondeur de sonde ;
- la mesure a ensuite été *moyennée* sur la verticale pour donner un *taux de comptage moyen* C_{Rm}^N ;
- le taux de comptage moyen a été utilisé pour être corrélé à la *teneur en eau globale* θ_G de la cellule. C'est cette relation qui permet d'établir une équation de calibration de la sonde.

La moyenne (arithmétique) des taux de comptage sur la verticale a été réalisée sur la zone centrale (10-90 cm) en raison du volume de mesure de la sonde (Figure III-23). Notons qu'il est possible de procéder de la sorte en raison du caractère *linéaire* de la fonction de calibration. Cette moyenne entraîne un « gommage » des variations spatiales, qui ne sont pas étudiées dans le cadre de la calibration.

La sonde à neutrons, une fois calibrée de cette manière, peut servir à déterminer une teneur en eau locale en appliquant la même relation de calibration localement pour obtenir θ_N grâce aux mesures locales de taux de comptage (§ III-3.1.).

- Fonction de calibration globale

Il a été recherché dans un premier temps, tout comme pour la méthode TDR, une fonction globale de calibration entre la grandeur mesurée par la sonde à neutrons (C_R^N) et la teneur en eau (θ). La régression a été réalisée sur la totalité des couples (C_R^N moyen²⁶, θ moyen) par une fonction linéaire, comme justifié plus haut. Contrairement à la méthode TDR, où une relation assez générale pour les sols existe (Topp et al., 1980), il n'existe pas de relation prédéfinie pour la méthode neutrons, la calibration en deux points étant considérée comme suffisante, et donc rapidement réalisable pour tout type de milieu (Dane et Topp, 2002).

L'équation de droite suivante peut donc être proposée sur la base de ces données :

$$\theta = -0.1987 + 0.9629 \cdot C_R^N \quad [\text{III-26}]$$

L'erreur moyenne (root mean squared error, RMSE) est de $0.039 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ici (elle n'est pas comparable avec la RMSE obtenue dans la démarche de calibration TDR, qui était de $0.030 \text{ m}^3/\text{m}^3$, puisque les mesures ne sont pas les mêmes). L'Equation III-26 semble raisonnablement applicable pour la quasi-totalité de la gamme de teneur en eau (Figure III-24). On note localement des écarts allant jusqu'à $0.10 \text{ m}^3/\text{m}^3$ entre les mesures et la valeur donnée par la fonction de calibration, mais cela ne concerne que quelques points.

Malgré ce résultat global satisfaisant, il nous est apparu intéressant de regarder les résultats des calibrations réacteur par réacteur, notamment parce que ces derniers se distinguent par des procédures d'humidification variées (saturation, injection faible, injection forte), et certains ne se prêtent pas forcément à une étude de calibration si leur hétérogénéité spatiale est trop importante (la mesure globale n'étant alors pas très représentative des mesures locales).

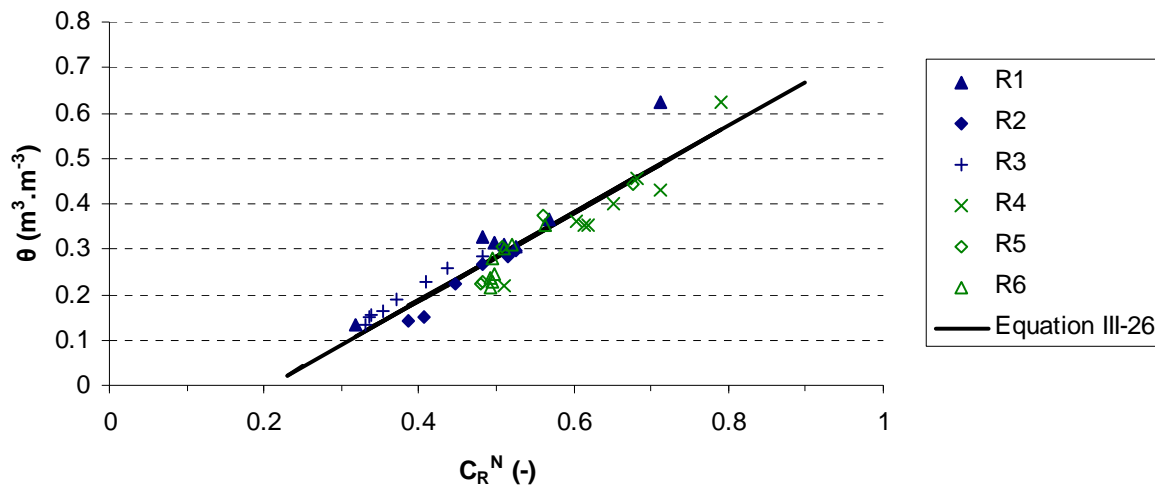


Figure III-24 : fonction de calibration globale pour la méthode neutrons sur les mesures moyennes par réacteur.

- Fonction de calibration propre à chaque essai

Des tests sur deux préparations de déchets, A0 et A, avec différentes modalités d'humidification ont été réalisés. Pour rappel, les essais R1 et R4 correspondent à des réacteurs saturés-désaturés, les essais R2 et R5 correspondent à des réacteurs fortement humidifiés par injection, et les essais R3 et R6 correspondent à des réacteurs humidifiés à des taux d'injection plus faibles.

²⁶ Valeurs sur la zone centrale de mesure.

Le Tableau III-10 répertorie les résultats de calibration pour tous les différents tests. Les résultats montrent pour tous les essais des valeurs de R^2 supérieures à 0.89, sauf pour un essai (R6) et des RMSE inférieures à $0.034 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ pour tous les essais. La dispersion des résultats des coefficients de régression pour chaque expression est évaluée en utilisant le coefficient de variation (CV) (rapport de l'écart type sur la moyenne). La variation des paramètres a_N et b_N en fonction des réacteurs sera discutée dans les paragraphes qui suivent.

Même si, graphiquement, la Figure III-24 semble montrer que la fonction globale de calibration s'ajuste bien au nuage global des données, on décèle des tendances localement assez différentes sur les paramètres a_N et b_N . La paramètre a_N varie fortement d'un pilote à l'autre, ce qui tendrait à dire d'après de ces résultats que la mesure absolue de θ avec une fonction de calibration unique est difficile.

Tableau III-10 : régressions sur la totalité des essais (Equation III-26, Figure III-24). Les valeurs de RMSE sont données en m^3/m^3 .

	Régression linéaire (III-26)			
	RMSE	R^2	a_N	b_N
Régression propre à chaque essai				
R1	0.034	0.938	-0.284	1.208
R2	0.010	0.972	-0.306	1.159
R3	0.007	0.981	-0.180	0.982
Moy A0	-	-	-0.446	1.375
CV(A0)	-	-	30%	19%
R4	0.023	0.951	-0.473	1.348
R5	0.027	0.896	-0.269	1.077
R6	0.022	0.761	-0.594	1.702
Moy. A	-	-	-0.256	1.116
CV(A)	-	-	21%	9%
Régression sur la totalité des données				
Tous essais	0.039	0.879	-0.199	0.963

- Effet de la procédure d'humidification

Les procédures d'humidification sont assez variables d'un pilote à l'autre. Ceci a pour conséquence des variations d'humidité sur de faibles gammes pour les pilotes R1 et R4, de fortes gammes sur les pilotes R2 et R5, et une gamme moyenne sur les pilotes R3 et R6 en fonction du temps.

Les résultats montrent un effet difficilement quantifiable de la procédure d'humidification, les gammes d'humidité étant assez différentes. Par ailleurs, il n'y a pas de tendance très claire entre les essais. Compte tenu de la taille des réacteurs, l'influence de la procédure d'humidification ne devrait théoriquement pas se faire sentir, ce que tendent bien à montrer ces résultats.

- Effet du type et de la masse volumique des déchets

Pour étudier l'influence du type de déchet, rappelons que le paramètre b_N représente la pente de la courbe de calibration, et que le paramètre a_N représente quant à lui le taux de comptage enregistré dans un milieu hypothétiquement complètement sec, sa valeur absolue est représentative de la teneur en hydrogène du milieu.

Le paramètre b_N varie de 0.98 à 1.35 (1.70 pour le réacteur R6, mais qui montre une corrélation médiocre – $R^2 = 0.76$). Il n'y a pas de tendance nette sur le paramètre b_N en fonction du déchet, dont la variation est plutôt limitée, et qui donne plutôt une idée de la dispersion des mesures que d'une réelle variation physique du paramètre.

Le paramètre a_N varie de -0.18 à -0.47 (-0.59 sur R6). Les réacteurs R4 à R6 montrent des valeurs de a_N nettement plus importantes en valeur absolue que les réacteurs R1 à R3 (-0.45 au lieu de -0.26). Les réacteurs R4 à R6 ont des masses volumiques supérieures de 10% à 20% aux réacteurs R1 à R3, et présentent donc logiquement une teneur en hydrogène liée plus forte, ce qui peut expliquer ces résultats.

On peut donc conclure que le type de déchets et sa masse volumique initiale ont une influence sur le taux de comptage neutrons absolu, mais qu'ils n'ont pas d'influence sur les variations de taux de comptage. Ce résultat est tout à fait en accord avec la théorie.

- Intérêt d'une fonction de calibration globale sur la teneur en eau relative

Compte tenu de la remarque précédente, il peut donc être intéressant de proposer des fonctions de calibrations sur les variations relatives d'humidité. Cette démarche a été appliquée à la méthode neutrons dans le suivi des réacteurs du LGCIE (INSA de Lyon) (Staub et al., 2010b) avec des équations de la forme :

$$\Delta\theta = b_N \cdot \Delta C_R^N \quad [\text{III-27}]$$

Pour réaliser cette calibration en teneur en eau relative, seuls les pilotes présentant des variations *temporelles significatives*, mais des *profils spatiaux homogènes* de teneur en eau ont été sélectionnés : il s'agit des pilotes R2, R3 et R5. Les profils de taux de comptage de ces pilotes sont donnés en Annexe 1, et montrent des taux de comptage assez homogènes en fonction de la hauteur avec des augmentations homogènes de teneur en eau en fonction du temps. Les pilotes R2, R3 et R5 ont servi à donner la relation de calibration suivante :

$$\Delta\theta = 1.350 \cdot \Delta C_R^N \quad [\text{III-28}]$$

On voit ici que la valeur de la pente est supérieure à celle de l'Equation III-26, cela venant du fait que seuls des réacteurs où une forte variation d'humidité ont été considérés ici. L'ajustement est fait au plus près des données en n'ayant plus qu'un seul paramètre variable au lieu de deux.

Le travail en utilisant cette relation ne se justifie toutefois que lorsque une teneur en eau initiale θ_0 est connue, conditions sine qua non pour pouvoir réaliser un suivi de l'humidité. Cette teneur en eau initiale, propre à chaque cas étudié, permettra ensuite de proche en proche, à partir des variations de taux de comptage, de remonter à la teneur en eau absolue de façon très précise.

2.2.3. Conclusions sur la calibration et la validation de la méthode de la sonde à neutrons

Une étude de l'applicabilité de la méthode de la sonde à neutrons aux déchets a été réalisée dans ce travail. Il a été montré que l'on pouvait raisonnablement envisager une équation de calibration linéaire valable au moins pour un déchet donné, et malgré des variations dans le mode d'humidification et des variations dans la masse volumique et la granulométrie du déchet.

L'étude détaillée de chaque modalité permet toutefois de dire que la mesure absolue de la teneur en eau requière une calibration par déchet, l'ordonnée à l'origine de la courbe de calibration variant avec le type de déchet et sa masse volumique. Une alternative pour s'affranchir de ce problème est de travailler en calibration relative en corrélant les variations de teneur en eau aux variations de taux de comptage.

La méthode est apparue robuste et permet de réaliser des mesures avec une bonne précision, la marge d'erreur étant de l'ordre de 0.05 à 0.10 m³/m³ pour l'utilisation d'une seule fonction de calibration unique sur toute la gamme d'humidité, mais celle-ci pouvant être largement réduite si l'on travaille sur des mesures relatives ou en utilisant des calibrations propres à chaque modalité testée.

L'application de cette méthode à l'échelle du site semble plus réaliste qu'avec des sondes TDR en raison d'un volume de mesure significatif, mais, la méthode étant sensible à l'hydrogène déjà présent dans le déchet, il peut en résulter des difficultés d'interprétation, surtout si les variations d'humidité sont faibles.

3. Applications de méthodes de métrologie indirecte

3.1. Comparaison des méthodes de la sonde à neutrons et TDR à l'échelle du pilote bioréacteur au LGCIE

3.1.1. Présentation du matériel et de la méthodologie

- *Introduction et présentation du dispositif de suivi*

Les cellules expérimentales utilisées sont les bioréacteurs du LGCIE (INSA de Lyon), décrits précédemment au § III-2.2.2. Les six pilotes R1 à R6 ont été suivis durant plus d'un an.

La Figure III-25 présente une cellule bioréacteur en coupe avec l'instrumentation TDR et neutrons. Les sondes TDR sont placées en quinconce à trois profondeurs différentes : 20 cm, 50 cm et 80 cm au-dessus de la couche de sable drainant.

La mesure des tassements est réalisée en parallèle, et fera l'objet d'une étude détaillée (§ V-3.). Les tassements sont pris en compte pour les mesures TDR, car la profondeur des sondes doit être corrigée en fonction du temps, puisqu'elles accompagnent le tassement des déchets. Un tassement linéaire en fonction de la hauteur a été considéré (maximal en haut de colonne et nul en bas de colonne).

Les mesures TDR et neutrons ont été réalisées en moyenne toutes les deux semaines, et seront comparées aux bilans hydriques massiques réalisés à ces mêmes dates. Comme nous l'avons indiqué lors du calcul du volume de mesure de la sonde à neutrons, nous ne tiendrons pas compte des mesures neutrons aux deux extrémités de la colonne, c'est-à-dire situées à moins de 10 cm et à plus de 80 cm de hauteur en raison des effets de bord (§ III-2.2.2. et Figure III-23). La valeur de 80 cm a été prise (et non 90 cm si l'on considérait une marge de 10 cm comme en bas) pour prendre en compte le tassement, qui fait descendre le niveau maximum de déchets.

- *Matériel de suivi de la teneur en eau*

La teneur en eau est suivie par la même sonde à neutrons que précédemment, de type Américium-Béryllium CPN 503 DR Hydroprobe de Campbell Pacific Nuclear (Figure III-21). Les sondes TDR utilisées sont les sondes réalisées au LTHE de longueur de tiges 50 cm (Figure III-13).

- *Méthodologie pour la mesure de teneur en eau*

La méthodologie de suivi de la teneur en eau se base sur les relations de calibration présentées plus haut. Les sondes à neutrons ont été calibrées sur ces bioréacteurs, alors que la démarche de calibration des sondes TDR a été réalisée avec des sondes différentes dans une cellule de petite taille (§ III-2.1.2.).

Dans le contexte particulier du suivi des pilotes du LGCIE, il a donc été décidé, sur la même base que pour la méthode de la sonde à neutrons, de calculer des fonctions de calibration spécifiques pour cette étude pour les sondes TDR. En cohérence avec l'approche sur les neutrons, des fonctions de calibration de la teneur relative en eau ont été proposées, en se basant sur les résultats des pilotes R2, R3 et R5 (Staub et al., 2010b, voir plus haut et Annexe 1 pour les profils de comptage). Les relations de calibration suivantes ont été proposées :

- pour la teneur en eau mesurée à partir de la méthode neutrons :

$$\theta_N = 1.350 \cdot \Delta C_R^N + \theta_N^0 \quad [\text{III-29}]$$

- pour la teneur en eau mesurée à partir de la méthode TDR :

$$\theta_T = 0.094 \cdot \Delta \sqrt{K} + \theta_T^0 \quad [\text{III-30}]$$

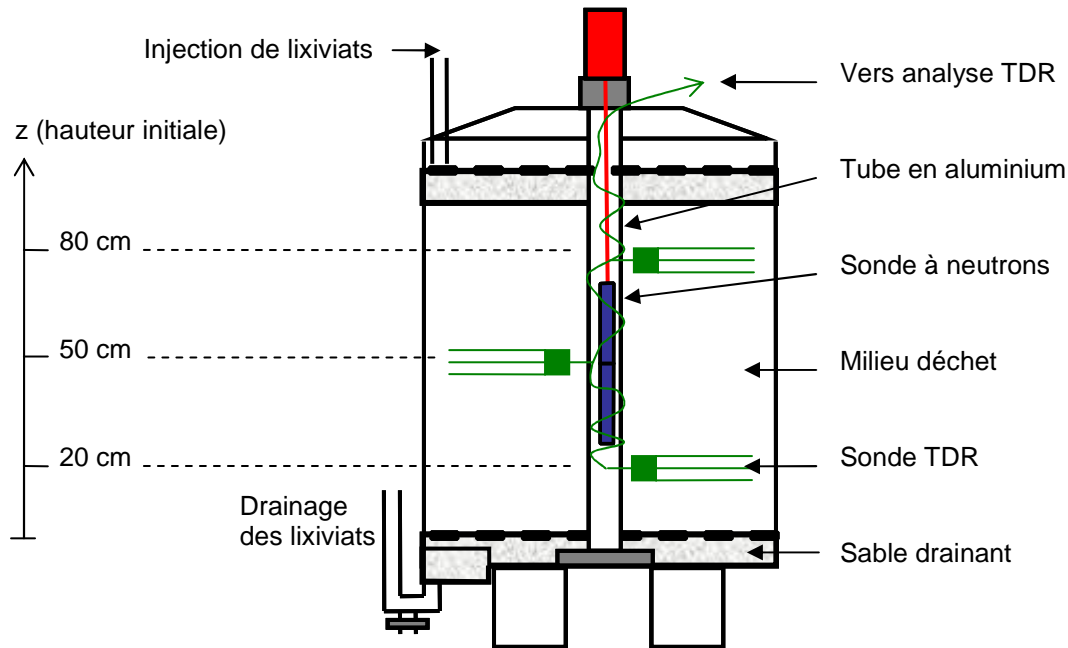


Figure III-25 : schéma d'une des cellules bioréacteur du LGCI (INSA de Lyon) utilisée pour appliquer un suivi de l'humidité long terme sur des déchets.

On peut comparer cette valeur de pente de calibration à celles obtenues dans la cellule Alpha (§ III-2.1.2.). Certains essais sont en effet comparables car ils concernent le même déchet A, ici employé dans les pilotes R4 à R6 : dans les essais en cellule Alpha, la valeur du coefficient directeur de la courbe de calibration TDR, notée b_0 (Equation III-19) vaut en moyenne de 0.079 à 0.156 (Tableau III-6), ce qui est en accord avec la pente de 0.094 trouvée ici.

Afin de calculer la teneur en eau absolue à partir des Equations III-29 et III-30, il est encore nécessaire de déterminer θ_N^0 et θ_T^0 . Pour ce faire, nous avons fait l'hypothèse que les teneurs en eau initiales étaient toutes identiques à la teneur en eau globale initiale, soit :

$$\theta_T^0 = \theta_N^0 = \theta_G^0 = \theta^0 \quad [\text{III-31}]$$

Cette hypothèse est une hypothèse forte, puisqu'elle implique que, pour toute hauteur z^0 initiale, on a la même teneur en eau initiale θ^0 , aucune autre information sur la teneur en eau initiale en fonction de la hauteur n'étant connue. Cette hypothèse peut paraître réaliste en raison de l'échelle d'étude, et du caractère broyé du déchet, ce qui tend a priori à homogénéiser ce dernier, cependant les mesures montrent qu'il y a toutefois une hétérogénéité sur la verticale. Quoi qu'il en soit, l'hypothèse est conservée, n'ayant pas d'information locale de bilan massique initial.

Ici, les teneurs en eau aux différentes profondeurs et aux différentes dates sont donc calculées sur la base de ces relations, en fonction de la mesure des sondes (C_R^N et K). Les résultats sur les 6 réacteurs seront présentés de façon numérique, avec les erreurs d'estimation associées, mais le suivi ne sera présenté graphiquement que sur trois réacteurs, R4, R5 et R6, qui ont l'intérêt d'être remplis du même matériau que celui utilisé dans les CICLADE, et qui présentent la gamme complète des différentes conditions d'humidification.

La présentation des résultats sera faite en deux étapes :

- la présentation des résultats de *suivi spatial* de la *teneur en eau locale* pour quelques dates sélectionnées (§ III-3.1.2.) ;
- la présentation des résultats de *suivi temporel* de la *teneur en eau moyenne* dans les réacteurs, qui sera doublée d'une étude de la performance de la méthode (§ III-3.2.2.).

3.1.2. Résultats de suivi spatial en fonction du temps

Dans un premier temps, nous allons donc étudier les mesures locales de teneur en eau par les sondes neutrons et TDR. Rappelons que :

- le suivi par sonde TDR est réalisé à trois hauteurs (20 cm, 50 cm, 80 cm de hauteur initiale) ;
- le suivi par sonde neutrons est réalisé tous les 10 cm, abstraction faite des mesures à 0 cm, 90 cm et 100 cm en raison des effets de bord ;
- la teneur en eau initiale mesurée par le bilan hydrique sera supposée identique sur toute la hauteur en raison de l'homogénéité du déchet (Equation III-31).

Le suivi spatial du réacteur R4 (pilote saturé-désaturé) est donné en Figure III-26, celui de R5 (pilote avec une forte injection de liquide) en Figure III-27, et celui de R6 (pilote avec une faible injection de liquide) en Figure III-28. G, N et T désignent respectivement les mesures de teneur en eau globale (bilan hydrique), par sonde à neutrons et par sonde TDR.

Le suivi spatial permet de faire des observations sur le plan métrologique, mais aussi sur le plan des transferts dans ce milieu complexe :

- sur les trois réacteurs détaillés ci-après, la correspondance entre les mesures neutrons et TDR n'est pas assurée partout. En particulier, localement, des différences d'estimation allant jusqu'à $0.20 \text{ m}^3/\text{m}^3$ sur R4 ou R6 peuvent apparaître ;
- le suivi spatial permet néanmoins une bonne visualisation des transferts dans les pilotes. Ainsi, sur R4, on observe une accumulation progressive de lixiviats en bas du massif de déchets, sur R5 l'humidité reste plutôt située en haut du massif jusqu'au jour 150, puis réussit à atteindre le fond du pilote, et sur R6, l'augmentation d'humidité semble assez faible et tardive.

Les différences locales de teneur en eau mesurée n'ont pas de raison d'être des « erreurs » au sens propre : les sondes ne montrent, même après leur excavation, pas de détérioration, et les spectres d'analyse TDR sont corrects. Ces différences sont plutôt imputables aux *volumes de mesure* des sondes, et à *leurs positions*, qui ne sont pas identiques. Il ne faut en effet pas oublier que la sonde à neutrons mesure l'humidité dans un rayon de 10-15 cm autour du tube central, alors que les sondes TDR mesurent l'humidité de leur voisinage direct, dans un cylindre horizontal de plus faible volume, placé latéralement par rapport à l'axe.

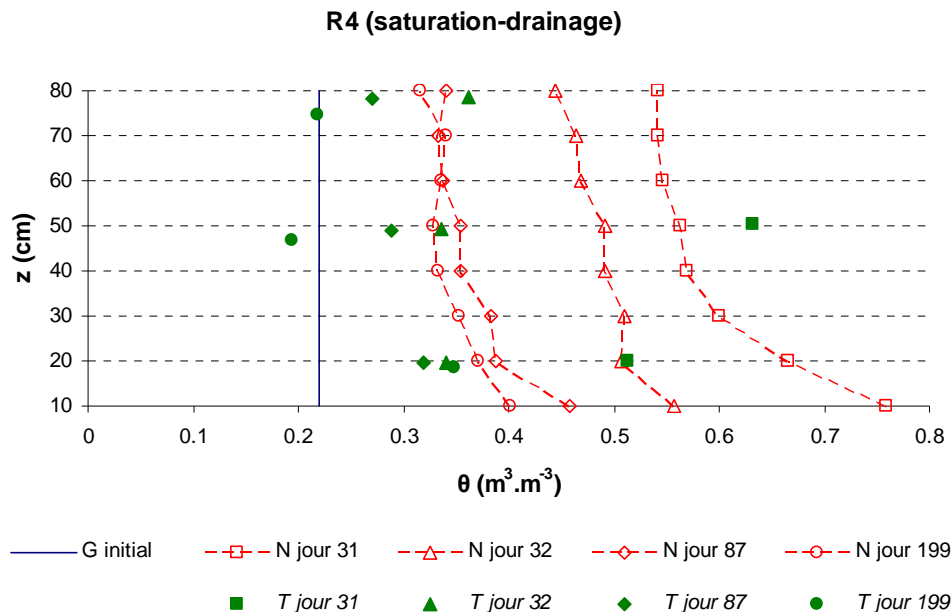


Figure III-26 : suivi spatial de l'humidité sur le réacteur R4 du LGCIE.

Cette remarque s'illustre très bien par la Figure III-28 : alors qu'une injection débute au jour 157, jusqu'au jour 311 (Tableau III-9), l'augmentation de l'humidité n'est détectée par la sonde neutrons que bien après le jour 234, et elle devient vraiment significative au jour 318. En parallèle, la sonde TDR du milieu, située autour de $z = 50$ cm, enregistre une augmentation régulière de l'humidité sous l'effet d'une injection à faible débit, alors qu'aucune des autres sondes – les deux autres sondes TDR et sonde neutron quelle que soit la profondeur – n'enregistre d'augmentation de la teneur en eau.

On voit que la mesure reflète ici à des problèmes de transferts hétérogènes dans le milieu, comme montré, sur ces données, par Tinetti et al. (2010). Si les questions de la calibration et de l'applicabilité de ces deux méthodes indirectes de mesure semblent résolues, il reste toutefois un défi : une sonde ne mesurera que ce qu'elle « voit » passer dans le volume de mesure, et il faut donc, dans des milieux hétérogènes comme les déchets, être prudent en ce qui concerne l'interprétation des mesures.

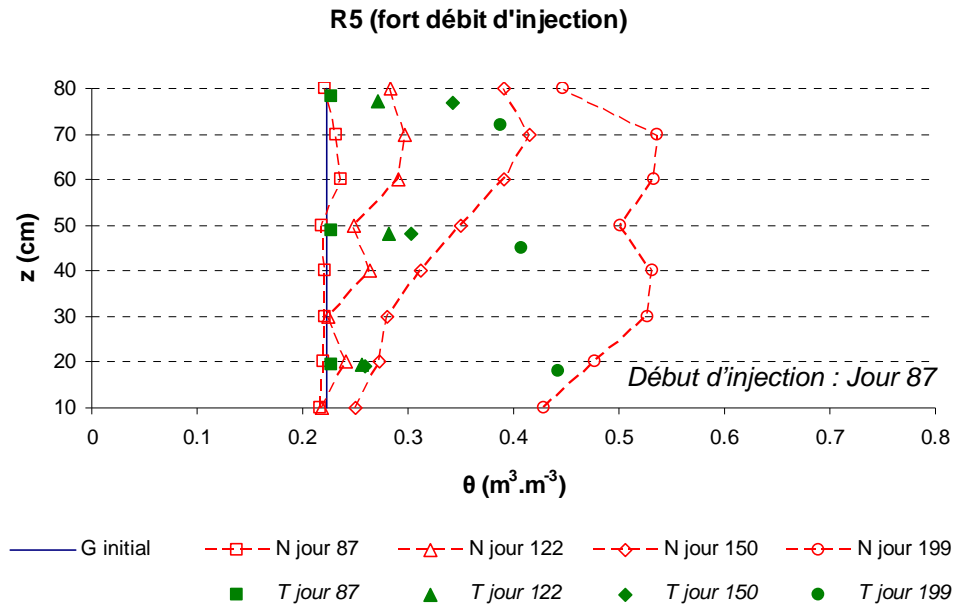


Figure III-27 : suivi spatial de l'humidité sur le réacteur R5 du LGCIE.

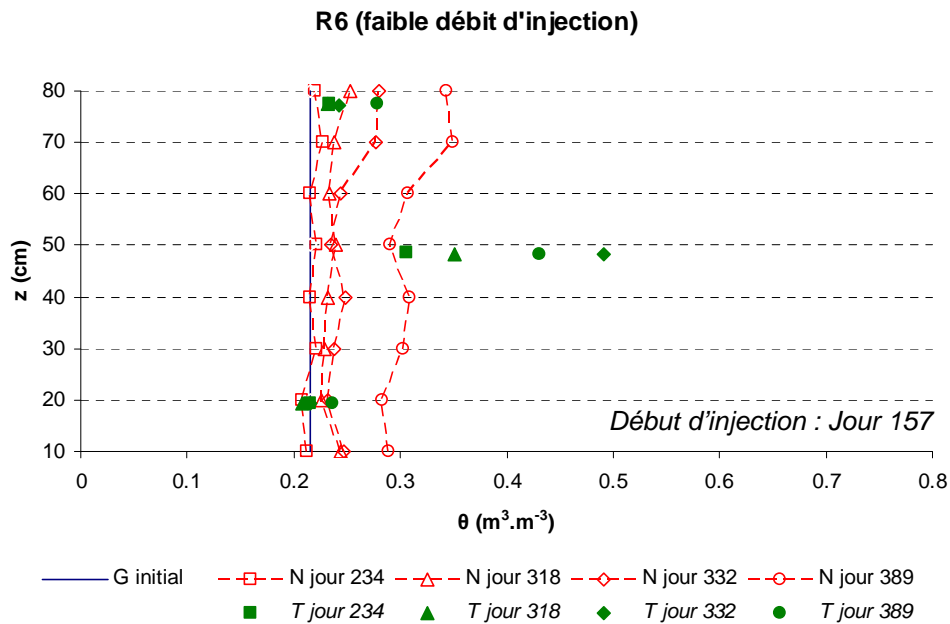


Figure III-28 : suivi spatial de l'humidité sur le réacteur R6 du LGCIE.

Enfin, on pourrait également critiquer à ce stade l'hypothèse d'une teneur en eau initiale homogène à l'instant t^0 (Equation III-31). Il n'est en effet pas certain que les teneurs en eau observées aient un sens *absolu*, compte tenu de l'incertitude de la valeur initiale. Ces mesures permettent toutefois d'avoir une très bonne visualisation des variations *relatives* d'humidité que l'on observe dans le déchet.

3.1.3. Résultats de suivi temporel et comparaison des mesures en fonction du temps

Comme indiqué précédemment, nous avons également étudié les bilans en fonction du temps plus précisément sur les réacteurs R4 (Figure III-29), R5 (Figure III-30) et R6 (Figure III-31). G, N et T désignent toujours les mesures de teneur en eau globale, par sonde à neutrons et par sonde TDR. Ces résultats sont également étudiés d'un point de vue de leur performance (Tableau III-11).

- sur les réacteurs R4 et R5, le suivi par la sonde à neutrons permet une estimation très fine de la teneur en eau globale. On constate simplement un décalage dans le temps sur R5 en phase d'injection, où la sonde neutrons détecte l'humidité avec un léger retard.
- sur R4, qui a été saturé puis désaturé, les sondes TDR n'estiment plus l'humidité absolue de façon précise après la désaturation. On constate un certain décrochage de l'humidité, qui est sous-estimée par les TDR, comme si l'eau avait été drainée hors du volume de mesure, comme le montrait également la Figure III-26 ;
- en revanche, sur R6, c'est la sonde à neutrons qui donne une estimation moins bonne que la sonde TDR sur toute la durée d'injection.

Le Tableau III-11 donne les résultats globaux obtenus sur les bioréacteurs du LGCIE. On observe que les valeurs des erreurs moyennes sont supérieures avec la méthode TDR, mais que toutes les erreurs moyennes sont inférieures à $0.11 \text{ m}^3/\text{m}^3$, voire inférieures à $0.06 \text{ m}^3/\text{m}^3$ pour la sonde à neutrons, ce qui veut dire qu'une assez bonne précision peut être espérée de ces deux méthodes.

Les performances de suivi varient en fonction des bioréacteurs, et les erreurs d'estimations sont les plus fortes sur les réacteurs saturés-désaturés R1 et R4. Les processus de saturation et de désaturation qui ont eu lieu dans ces réacteurs sont susceptibles d'être assez hétérogènes et donc de ne pas être suivis de façon correcte par les sondes si le volume de mesure n'est pas représentatif du volume global en terme d'humidité.

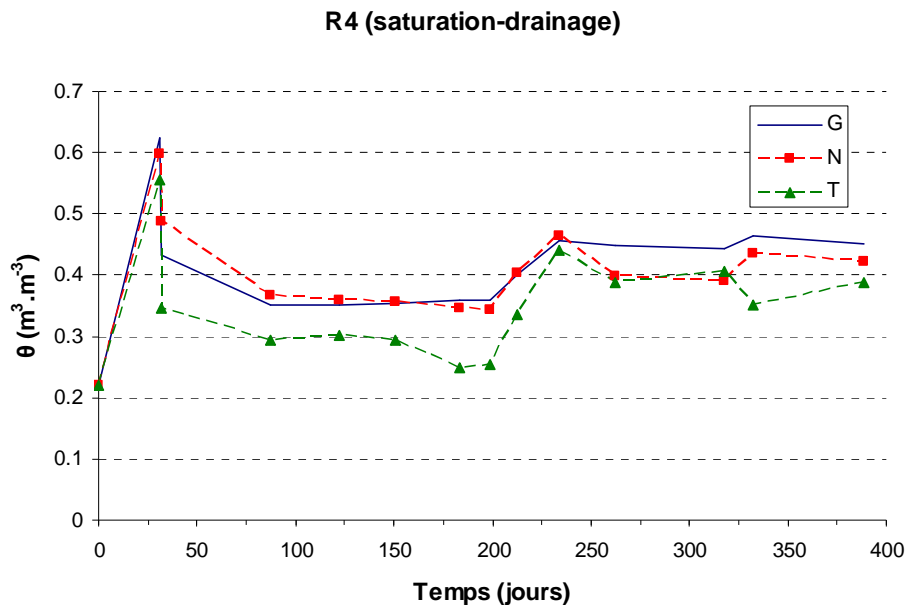


Figure III-29 : suivi temporel de l'humidité sur le réacteur R4 du LGCIE.

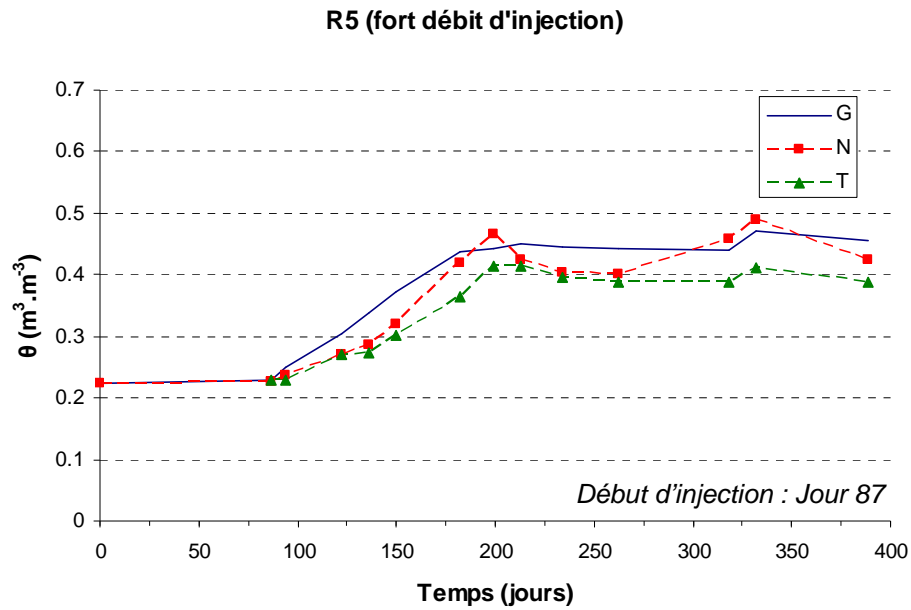


Figure III-30 : suivi temporel de l'humidité sur le réacteur R5 du LGCIE.

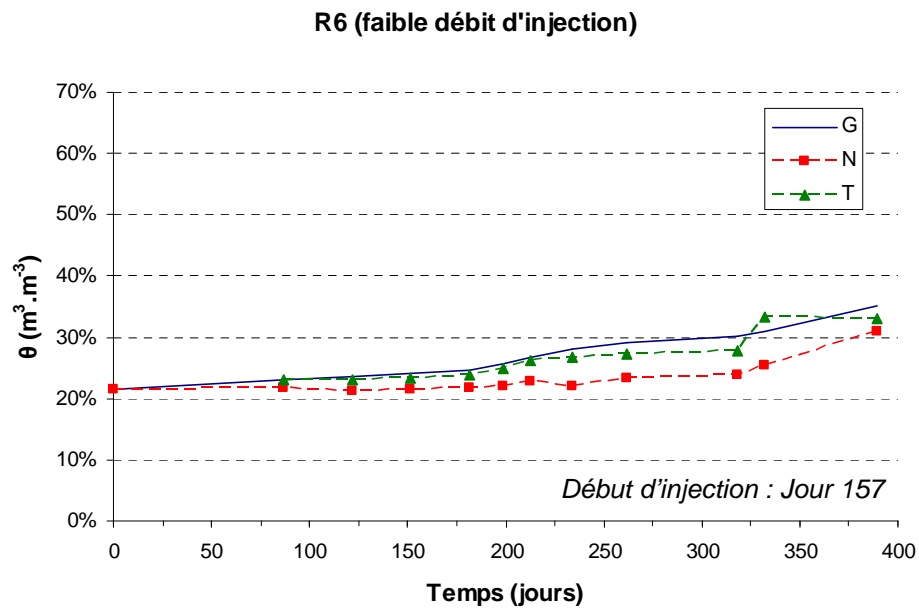


Figure III-31 : suivi temporel de l'humidité sur le réacteur R6 du LGCIE.

Tableau III-11 : résultats globaux obtenus en terme de suivi d'humidité sur les bioréacteurs du LGCIE. Les valeurs de RMSE et de l'erreur maximale sont données en m^3/m^3 .

Bioréacteur	RMSE mesures neutrons	RMSE mesures TDR	Erreur max. sonde à neutrons	Erreur max. sonde TDR
R1	0.063	0.104	0.100	0.177
R2	0.018	0.030	0.037	0.079
R3	0.015	0.022	0.042	0.045
R4	0.028	0.071	0.055	0.112
R5	0.030	0.052	0.053	0.073
R6	0.041	0.014	0.062	0.022

3.1.4. Conclusions

L'application des relations de calibration établies au suivi long terme de pilotes a permis de voir les possibilités mais aussi les limites offertes par ces méthodes indirectes de mesure de teneur en eau.

Malgré des déchets à granulométrie différente et des modes d'humidification très différents, il a été possible d'utiliser une fonction de calibration unique pour le suivi des six bioréacteurs. Les performances de suivi global sont très bonnes, et semblent légèrement favoriser la sonde à neutrons en raison d'un volume de mesure plus important, mais cette sonde est toutefois plus difficile à mettre en œuvre.

Le suivi spatial de la teneur en eau permet d'avoir une idée des transferts d'humidité qui ont eu lieu dans les déchets, et ont aussi mis en lumière la nécessité d'interpréter les résultats des sondes avec prudence. Il peut être ainsi très hasardeux de ne se baser que sur le résultat d'une ou de quelques sondes. Ici, l'utilisation de trois sondes TDR sur la verticale du massif de déchets semble un minimum si l'on veut pouvoir visualiser ces phénomènes de transfert, mais les 8 mesures verticales avec la sonde à neutrons apportent nettement plus d'informations.

La pertinence d'utiliser une méthode plutôt qu'une autre pourra largement dépendre du degré d'hétérogénéité des déchets, ainsi que du rapport entre granulométrie maximale et dimension caractéristique du volume de mesure de la sonde. On peut ainsi dire à la lumière de ces résultats que les sondes TDR et les sondes à neutrons utilisées dans cette étude sont pertinentes à l'échelle du laboratoire, mais risquent d'être inadaptées pour le suivi à l'échelle du site. Une tentative d'application de la méthode neutrons à l'échelle de site va justement être présentée dans le paragraphe qui suit.

→ La méthode TDR fera également l'objet d'une application aux pilotes CICLADE (§ IV-2.1.).

3.2. Application des méthodes de la sonde à neutrons et gamma à l'échelle du site

3.1.1. Présentation du matériel et de la méthodologie

- *Introduction et présentation du site suivi*

Le site expérimental suivi est situé près de Valence (26) et il est fortement instrumenté dans le cadre du projet ANR PRECODO Bioréacteur et du Cluster « Envirhon'Alp » de la Région Rhône-Alpes. Nous nous intéressons ici seulement aux mesures neutrons et gamma réalisées sur une alvéole, l'alvéole C. La profondeur du casier est de l'ordre de 16 à 27 mètres pour la zone étudiée, présentée en Figure III-32 (coupe schématique) et Figure III-33 (vue de dessus).

Des déchets non dangereux (OM et DIB) ont été stockés de 1998 à 2000 dans l'alvéole, avant qu'une couche de 3 mètres de déchets (soit 4.5 mètres si l'on inclut la couverture) ne soit rajoutée en 2006 (Figure III-32). Les déchets sous-jacents, plus anciens, sont donc plus tassés et plus dégradés que les déchets ajoutés en 2006.

Trois puits (N1, N2 et N3, voir Figure III-33) ont été implantés afin de réaliser des mesures de teneur en eau et de masse volumique dans le massif de déchet. Les puits N1 et N3 ont une profondeur totale de 7 m (1 m de couverture en surface et 6 m dans le déchet, ils pénètrent donc dans le déchet ancien). Toutefois, le puits N1 n'est utilisable que sur les 4 premiers mètres. Le puits N2, d'une profondeur de 10 m, a été cintré durant son implantation et ne permet pas le passage des sondes de mesures. En revanche, des mesures supplémentaires ont également été réalisées dans le puits P4, utilisé pour des mesures sur le biogaz, et dont la profondeur utile est également de l'ordre de 4 m.

Sur le domaine étudié, on notera aussi la présence de deux puits de captage du biogaz, PM 10 et P 22, qui sont utilisés pour l'exploitation du site, et qui sont raccordés à la conduite principale du casier, traversant d'est en ouest l'alvéole C.

Des mesures de suivi neutrons et gamma ont été réalisées ponctuellement de la fin 2007 à la fin 2008.

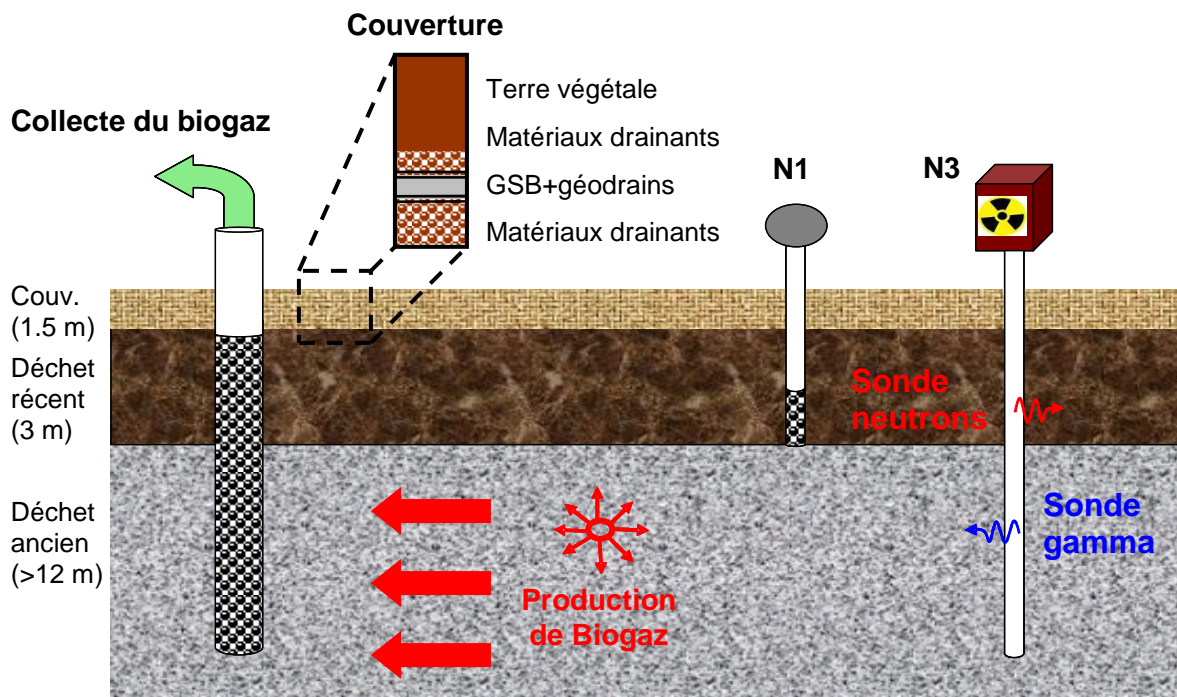


Figure III-32 : coupe schématique de l'alvéole C instrumentée par le LTHE.

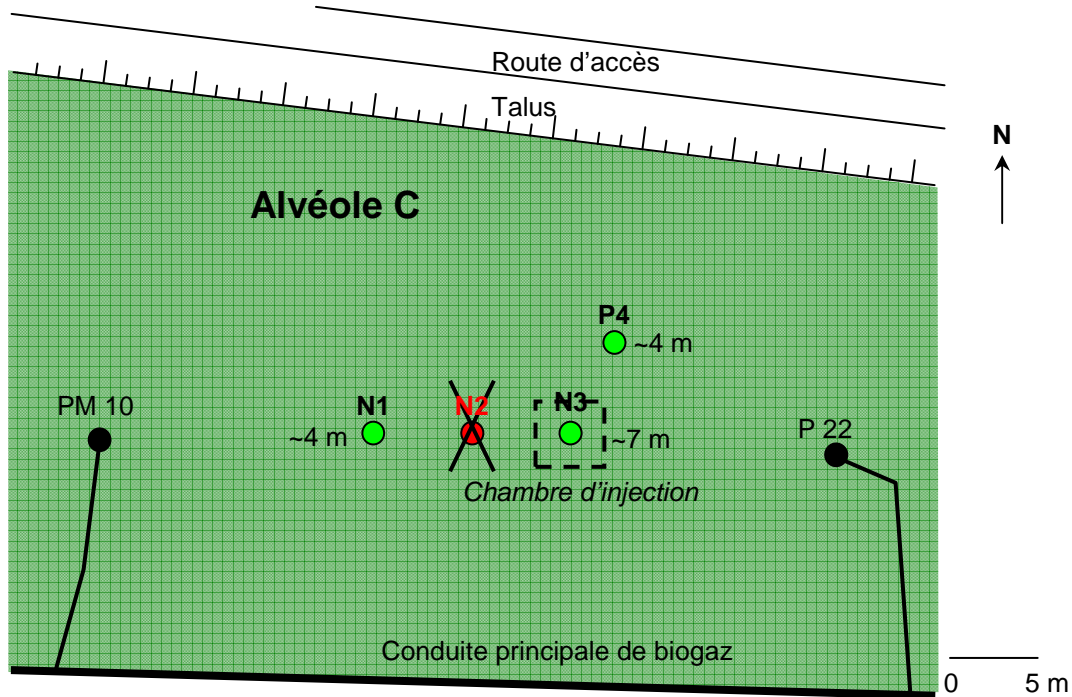


Figure III-33 : partie nord de l'alvéole C de l'ISDND instrumentée par le LTHE.

Une expérience d'injection a été réalisée à la fin du mois de juillet 2008. 10 m³ de lixiviats ont été injectés durant 72h le soir du 21/07/2008. Pour ce faire, une chambre d'injection a été construite autour du puits N3 (Figure III-33 et Figure III-34), d'une épaisseur de 50 cm. Cette chambre atteint le bas de la couverture, situé à 100 cm de profondeur. Les mesures qui seront présentées par la suite ont donc été réalisées au plus près de la chambre (puits N3), mais également à une plus grande distance (puits N1 et P4). En parallèle, un suivi par TDEM a été réalisé par une autre équipe du LTHE (Clément et al., 2010).



Figure III-34 : photographie de la chambre d'injection en cours de remplissage par du gravier. On distingue au centre le tube N3 utilisé pour les mesures à la sonde à neutrons et gamma.

- Matériel de suivi de la teneur en eau et de la masse volumique

La teneur en eau est suivie par la sonde à neutrons présentée précédemment même sonde à neutrons Américium-Béryllium CPN 503 DR Hydroprobe de Campbell Pacific Nuclear (Figure III-21).

La masse volumique est suivie par une sonde gamma Américium-Césium CPN 501 DR Depthprobe de Campbell Pacific Nuclear. Son utilisation est très proche de l'utilisation de la sonde à neutrons, avec émission de particules gamma enregistrées par un compteur en tête de puits. L'utilisation de ce matériel radioactif nécessite, comme pour la sonde à neutrons, une attention particulière.

- Méthodologie pour la mesure de teneur en eau

La méthodologie de suivi de la teneur en eau se base sur les relations de calibration présentées plus haut. Toutefois, nous verrons que l'utilisation d'une fonction de calibration absolue paraît difficile, car le taux de comptage initial est très hétérogène sur la verticale. Ainsi, ce sont les teneurs en eau relatives ($\Delta\theta$) qui seront étudiées suivant l'Equation III-29.

- Méthodologie pour la mesure de masse volumique

Sur la gamme de masses volumiques humides comprise entre 1 t/m³ et 2 t/m³, une relation linéaire, telle que suggérée par l'AIEA (2003) peut être utilisée pour corréler la masse volumique humide ρ_h au taux de comptage relatif gamma C_R^γ :

$$\rho_h = a_\gamma + b_\gamma \cdot C_R^\gamma \quad \text{[III-32]}$$

Une calibration de la sonde gamma a été réalisée par le LTHE en 2006 sur des échantillons de sol compactés et de l'eau, et la valeur du coefficient b_γ est systématiquement négative. D'autres relations de calibration de la masse volumique seront également comparées. Les résultats de la sonde gamma sont à interpréter avec prudence, puisque aucune calibration n'a été réalisée directement sur la gamme de masses volumiques des déchets. En théorie toutefois, la sonde gamma est assez insensible aux changements de matériau, et les calibrations réalisées sur des sols sont a priori applicables aux déchets (AIEA, 2003 ; communication personnelle de Jean-Paul Laurent, 2010).

3.1.2. Résultats de suivi temporel et spatial de l'humidité

- Suivi du taux de comptage neutrons sur le piézomètre central N3 (juillet 2007-octobre 2008)

La Figure III-35 présente les taux de comptage neutrons en fonction de la profondeur à partir du sol. On constate sur tous les profils une augmentation forte du taux de comptage en fonction de la profondeur. Localement, des variations pouvant aller jusqu'à 33% d'un point de mesure au suivant ont toutefois été constatées.

Pour étudier ce phénomène, des mesures ont été prises toutes les 10 cm au lieu de l'intervalle de 20 cm le 19/03/2008 (Figure III-35). On constate que l'on retrouve – à peu de choses près – les mêmes valeurs de taux de comptage pour une profondeur donnée, ce qui indique que ces variations du taux de comptage sont bien dues à l'hétérogénéité du déchet.

L'augmentation du taux de comptage avec la profondeur peut être attribuée à une augmentation de l'humidité, mais aussi à une masse volumique plus élevée. N'ayant pas de mesures gravimétriques sur la hauteur, il est difficile de réellement trancher en la matière, et il paraît plus réaliste de se limiter à une étude des variations de taux de comptage et, in fine, de teneur en eau dans le temps.

Les mesures sont donc difficilement interprétables de façon directe, car la variabilité spatiale du taux de comptage, liée à la teneur en hydrogène initiale du déchet, est très forte. Nous allons donc étudier un exemple plus parlant de suivi d'un épisode d'injection (voir la chambre d'injection en Figure III-34) au courant du mois de juillet 2008, où l'on pourra travailler en variations de teneur en eau à partir d'un profil initial avant injection.

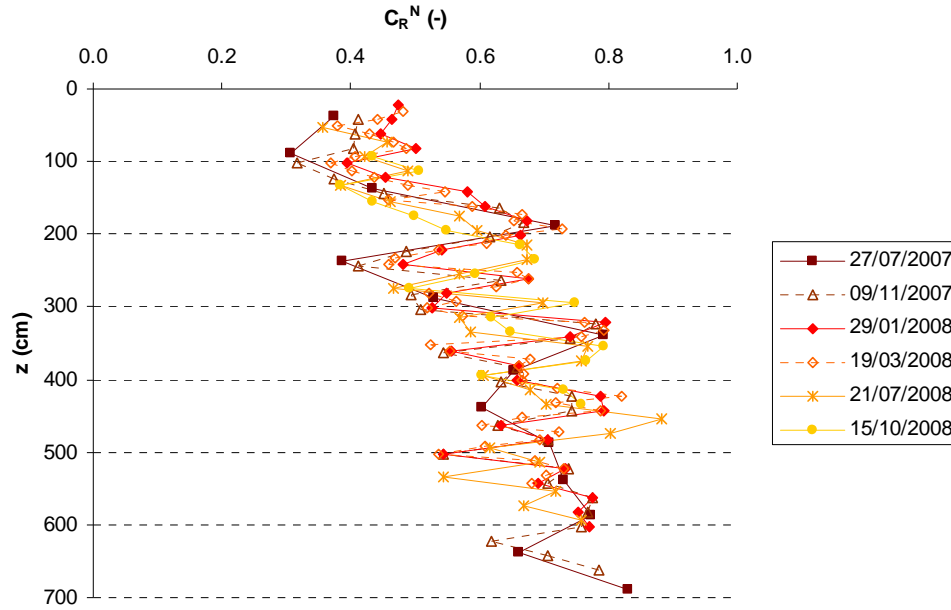


Figure III-35 : taux de comptage neutrons entre juillet 2007 et octobre 2008 en fonction de la profondeur sur le piézomètre N3 de l'ISDND étudiée.

- Suivi du taux de comptage neutrons sur le piézomètre central N3 durant l'injection

La Figure III-36 présente les taux de comptage neutrons en fonction de la profondeur à partir du sol durant et après l'épisode d'injection de juillet 2008. Ces données brutes sont également difficiles à interpréter en raison de la variabilité spatiale du taux de comptage. Comme nous disposons de mesures juste avant l'injection, le 21/07/2008, nous allons donc travailler sur la base des variations de taux de comptage ΔC_R^N à partir de la première mesure du 21/07/2008, pour en déduire les variations de teneur en eau à partir de ce profil initial. Les paragraphes suivants montrent ces résultats pour les mesures sur N3, N1 et P4.

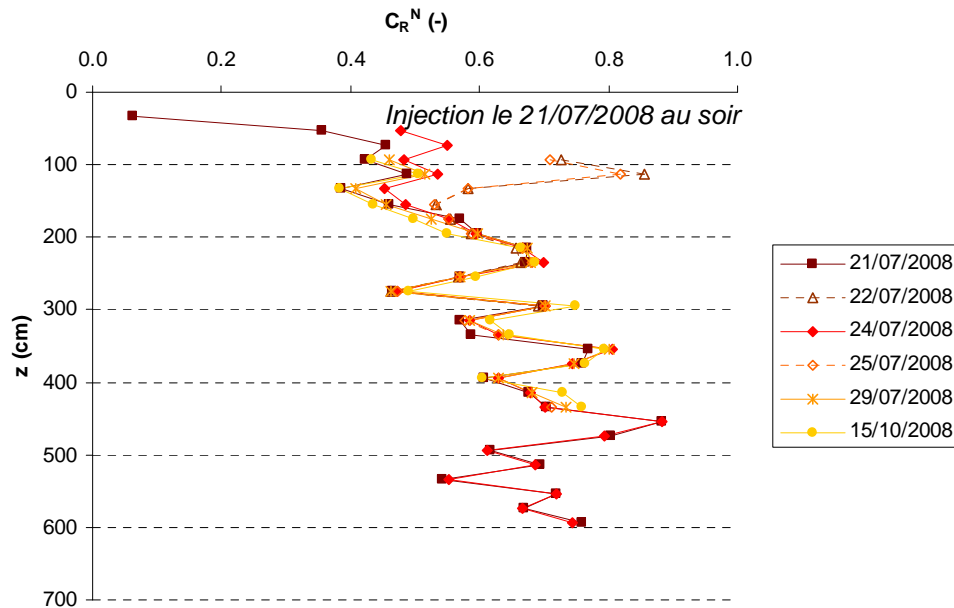


Figure III-36 : taux de comptage neutrons durant et après l'épisode d'injection en fonction de la profondeur sur le piézomètre N3 de l'ISDND étudiée.

• Suivi des variations d'humidité sur les trois piézomètres N3, N1 et P4 durant l'injection

La Figure III-37 présente les variations d'humidité à partir du 21/07/2008 sur N3, la Figure III-38 et la Figure III-39 les variations d'humidité à partir du 22/07/2008 sur N1 et P4 respectivement, à partir de la corrélation précitée (Equation III-29). L'état initial correspond à chaque fois à $\Delta\theta = 0$ sur les figures, mais le « zéro » ne correspond pas à la même date pour tous les puits :

- sur N3, il s'agit d'un état initial avant injection (21/07/2008). Le suivi est documenté très régulièrement sur ce puits ;
- sur N1 et P4, il s'agit d'un état initial après le début de l'injection (22/07/2008). Il n'a malheureusement pas été possible d'avoir des mesures avant injection sur ces deux puits.

Sur N3 (Figure III-37), on visualise très clairement les épisodes d'injection des 22/07/2008 et 25/07/2008. Au cours de ces épisodes, la chambre ($50 < z < 100$ cm) a été remplie de lixiviats qu'on a laissé s'infiltrer. On note l'augmentation très forte de la teneur en eau directement dans et sous la chambre ($z < 180$ cm environ) le 22/07, puis la teneur en eau de la chambre diminue le 24/07 (jour sans injection), pour rejoindre un niveau très élevé de teneur en eau le 25/07, correspondant à la saturation de la chambre au moment de l'injection. Les variations de teneur en eau plus profondes ($z > 180$ cm) montrent une légère tendance à l'augmentation de la teneur en eau, mais qui n'est pas très significative. En réalité, un suivi par TDEM de l'expérience d'injection montre que la plupart du liquide s'est infiltré de façon latérale sous la chambre d'injection, et sort donc du volume de mesure de la sonde à neutrons (Clément et al., 2010).

On peut ainsi dire que le suivi de l'injection a fonctionné sur le plan technique, mais que l'hétérogénéité des écoulements au sein du massif de déchets n'a pas permis de suivre l'intégralité du bulbe d'injection. Si l'on se place aux dates suivant l'injection, on remarque toutefois une légère tendance à l'augmentation de la teneur en eau globale sur le profil, à la fois à la fin juillet et à la mi-octobre, avec une tendance à la progression de l'humidité vers le bas du massif. Le suivi par la méthode neutrons permet donc d'observer ce transfert hydrique, mais plutôt de façon *qualitative* que *quantitative*, car il n'est pas possible de calculer un bilan hydrique, la diagraphie neutrons ne donne accès qu'à une zone limitée autour du tube. Des mesures dans d'autres puits peuvent toutefois permettre d'avoir une information spatialisée. De plus, le facteur saisonnier peut intervenir entre les mesures à la fin août et celles de la mi-octobre.

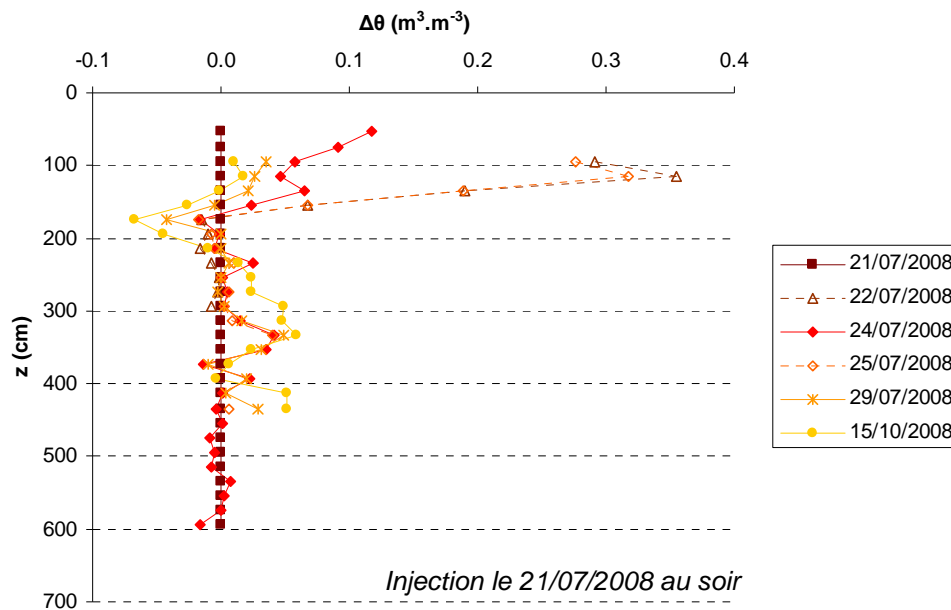


Figure III-37 : suivi spatial des variations d'humidité durant et après l'épisode d'injection sur le piézomètre central N3 de l'ISDND étudiée.

Sur N1 (Figure III-38) ainsi que sur P4 (Figure III-39), on observe une tendance bien moins marquée que sur le puits central d'injection (variations de l'ordre de $0.08 \text{ m}^3/\text{m}^3$ au maximum). Les deux puits montrent une tendance à la diminution globale de la teneur en eau sur la verticale à partir d'un « zéro » fait durant l'injection, ce qui paraît cohérent. On observe une lente descente de l'eau dans le massif, mais les variations restent plutôt faibles en raison de l'éloignement du puits central (5 m environ).

On constate toutefois un horizon, vers $z = 200 \text{ cm}$ de profondeur, qui enregistre de plus fortes variations de teneur en eau que les autres. Il pourrait s'agir d'un horizon plus perméable, ou des drainages d'eau se réalisent. Il reste toutefois que l'information est complexe à interpréter, faute d'un profil initial de teneur en eau avant injection.

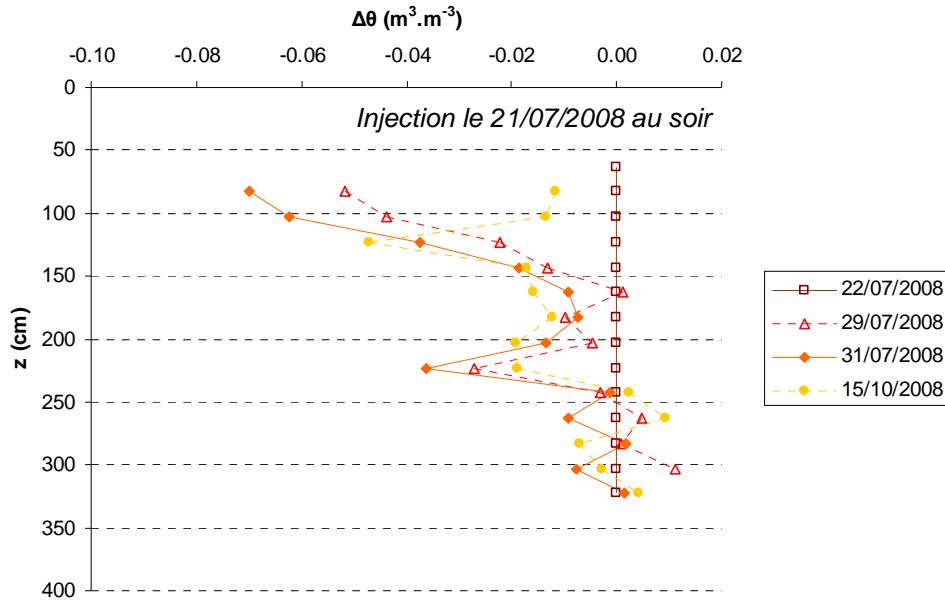


Figure III-38 : suivi spatial des variations d'humidité durant et après l'épisode d'injection sur le piézomètre N1 de l'ISDND étudiée.

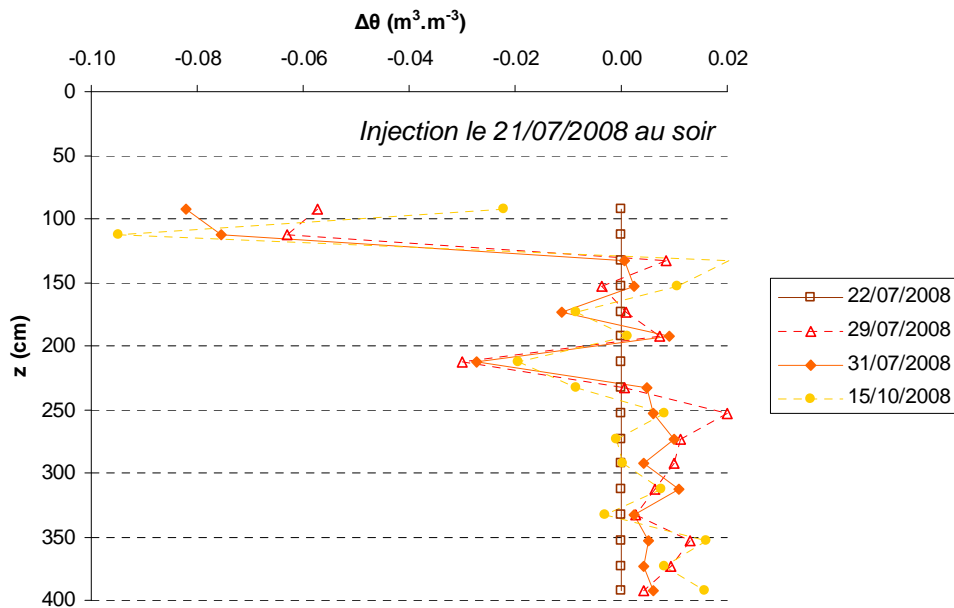


Figure III-39 : suivi spatial des variations d'humidité durant et après l'épisode d'injection sur le piézomètre P4 de l'ISDND étudiée.

3.1.3. Résultats de suivi temporel et spatial de la masse volumique

Le suivi de la masse volumique en fonction de la profondeur a été réalisé de début 2008 à fin juillet 2008 sur le puits central N3. La Figure III-40 présente les résultats en terme de taux de comptage gamma C_R^γ en fonction de la profondeur. L'échelle a été inversée en fonction d'une relation supposée décroissante entre taux de comptage et masse volumique : ainsi, pour cette étude, nous avons testé plusieurs fonctions de calibration réalisées sur des sols :

- Durand et al., 2006 : $\rho_h = 3.4062 - 0.9267 \cdot C_R^\gamma$, établie pour $1.00 < \rho_h < 1.96 \text{ t/m}^3$;
- Rossignol et Morlat, 1984 : $\rho_h = 3.2199 - 0.6803 \cdot C_R^\gamma$, établie pour $1.00 < \rho_h < 2.09 \text{ t/m}^3$;
- Biron, 1994 : $\rho_h = 3.2059 - 0.5340 \cdot C_R^\gamma$, établie pour $1.00 < \rho_h < 2.09 \text{ t/m}^3$;
- CPN (étalonnage usine) : $\rho_h = 3.7333 - 1.0683 \cdot C_R^\gamma$, établie pour $1.70 < \rho_h < 2.37 \text{ t/m}^3$.

Comme pour la sonde à neutrons, une étude de la sensibilité spatiale a été réalisée, avec le doublement des mesures, toutes les 10 cm au lieu des 20 cm normalement utilisés, le 19/03/2008 (Figure III-40). Il a été constaté que les variations locales de taux de comptage avec le profil du 29/01/2008 étaient minimales, et les variations sont donc imputables à l'hétérogénéité du déchet, et non à la mesure.

Ces résultats bruts font apparaître la barrière d'étanchéité vers $z = 150 \text{ cm}$, réalisée avec un géosynthétique bentonitique (GSB) sur laquelle reposent un géodrain, des matériaux drainants et de la terre végétale (Figure III-32). L'ensemble est plus dense que les déchets sous-jacents. Le fort taux de comptage vers $z = 100 \text{ cm}$ peut être interprété comme l'effet du géodrain et de la couche de matériaux drainants, qui peuvent être moins denses que la terre végétale sus-jacente.

On remarque globalement des taux de comptages plus forts dans les déchets, ce qui indique une masse volumique plus faible que les matériaux de couverture. La tendance est à une diminution du taux de comptage à partir de $z = 500 \text{ cm}$, ce qui correspond justement au passage dans un déchet plus ancien, datant de 1998 à 2000, et davantage tassé en raison du rechargement de déchets sur l'alvéole en 2006.

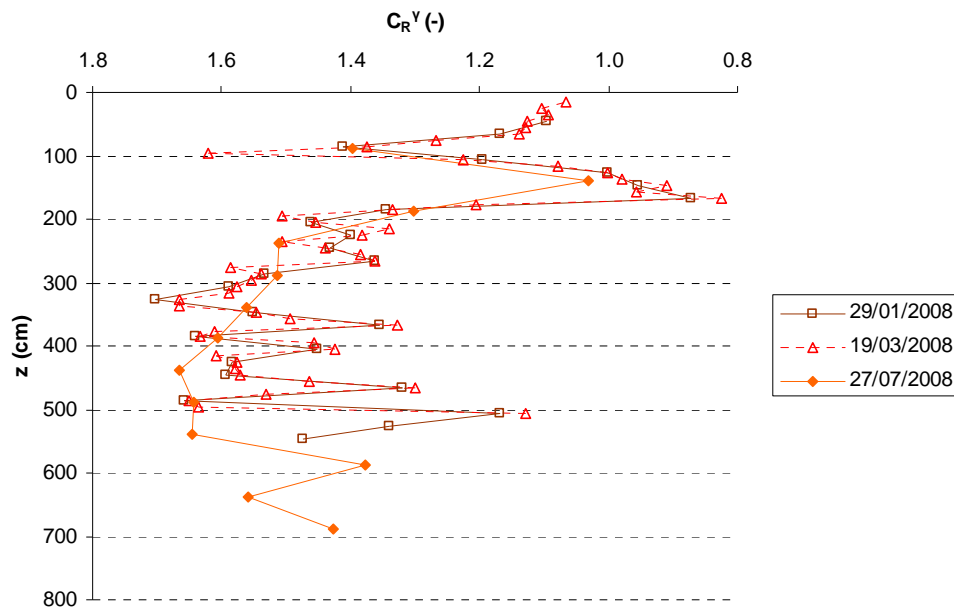


Figure III-40 : taux de comptage gamma le 27/07/2008 en fonction de la profondeur sur le piézomètre N3 de l'ISDND étudiée.

Les mesures profondes ne sont pas toujours faciles d'interprétation, notamment avec des taux de comptage plus élevés le 27/07/2008, notamment vers $z = 500$ cm. De plus, l'interprétation en terme de masse volumique humide ρ_h , théoriquement corrélable facilement au taux de comptage gamma C_R^γ , reste difficile.

En effet, en appliquant les fonctions de calibration précitées, la gamme de masses volumiques obtenues se situe au-delà de 2 t/m^3 (par conséquent, ces résultats ne sont pas présentés). Ces masses volumiques humides paraissent irréalistes et font douter de l'applicabilité directe des relations de calibration aux déchets testés. Le problème se situe sans doute à la gamme de masses volumiques calibrées, qui ne couvre pas de valeurs plus faibles, domaines où la calibration est très incertaine, et où la sensibilité de la méthode est nettement moins bonne (communication personnelle de Jean-Paul Laurent, 2010).

On peut ainsi dire que cette méthode délicate à mettre en œuvre doit faire l'objet préalable d'un travail de calibration et de validation d'abord en laboratoire, puis in situ, avant toute application systématique pour un suivi de la masse volumique.

3.3. Conclusions : apports des développements métrologiques

La mesure directe de teneur en eau ainsi que trois méthodes de mesure indirecte de teneur en eau et de masse volumique ont été présentées dans ce travail. Parmi ces méthodes, trois ont fait l'objet d'une étude de calibration et de validation poussée, permettant de dégager les avantages et les limites des méthodes.

Concernant la mesure de teneur en eau par gravimétrie, la nécessité d'une uniformisation des procédures de séchage paraît indispensable. La mesure, en elle-même, ne pose pas de problème, puisque la précision du matériel est suffisante, c'est en revanche sur la démarche qu'une marge d'erreur existe. Il est cependant rassurant de voir que les effets de combustion de la matière organique sont, semble-t-il, limités pour des déchets ménagers ou même organiques, et que la température de séchage n'influait pas le résultat final de façon significative, si un séchage complet était réalisé. La question du volume de mesure et de l'échantillonnage reste toutefois sous-jacente.

Les deux mesures indirectes de teneur en eau, par sondes TDR et sondes à neutrons, se montrent très prometteuses pour le milieu déchet. Leur principale limite est qu'il ne semble pas envisageable a priori de proposer une méthode de calibration absolue pour tous les déchets. La mesure des sondes paraît en revanche fiable, et ces sondes permettent de suivre des processus de transferts dans les déchets de façon assez précise. Mais les résultats devront être analysés en fonction du volume de mesure des sondes ainsi qu'en fonction de la disposition spatiale de ces dernières. Ceci est d'autant plus vrai pour une application in situ, comme nous l'avons vu pour la méthode neutrons, qui ne mesure que localement les variations de teneur en eau, suivant un profil vertical.

Enfin, la mesure de masse volumique par gammamétrie semble techniquement envisageable, puisqu'elle donne globalement des tendances en terme de masse volumique. Toutefois, il s'agit de résultats très qualitatifs, et si les mesures sont répétables et donc fiables, leur interprétation pose encore problème. L'application de cette méthode reste donc subordonnée à une étude détaillée de sa sensibilité et, surtout à une calibration pour la gamme de masses volumiques que l'on trouve dans les ISDND.

Chapitre IV. Suivi bio-hydrique à large échelle

Résumé :

Ce quatrième chapitre présente les résultats de simulations long terme à large échelle de déchets non dangereux dans des cellules expérimentales.

En premier lieu, une présentation détaillée du dispositif expérimental montre son originalité en comparaison avec d'autres expériences réalisées durant les dernières décennies. Ici, différents déchets ont été testés avec des conditions de prétraitement et d'humidité différentes. La méthode utilisée pour les tests permet un suivi complet des paramètres mécaniques, biochimiques et hydrologiques tout au long des expériences.

En second lieu, les résultats du suivi à long terme sont présentés. Ceux-ci comprennent des données qualitatives et quantitatives sur le biogaz et les lixiviats, qui montrent bien l'avancée de la biodégradation des matériaux testés. Les quantités de lixiviats et le suivi de la teneur en eau montrent des résultats prometteurs concernant le comportement hydrologique des déchets.

En dernier lieu, les résultats sont analysés en terme de bilans en masse d'eau et de solide, afin de quantifier l'efficacité de la biodégradation et pour déterminer le devenir final de chaque phase du déchet. Les leviers principaux et les paramètres critiques de la biodégradation sont enfin soulignés en comparant nos résultats avec ceux d'autres auteurs dans la littérature.

Abstract:

This fourth chapter exposes the results of long-term, large-scale simulations of municipal solid waste in experimental cells.

First, an extensive presentation of the experimental setup shows its originality when compared to other experiments carried out in the last decades. Here, several different waste materials were tested, with various pre-treatment and moisture conditions. The methodology used for the tests enables a complete monitoring of the mechanical, biochemical and hydrological parameters throughout the experiments.

Second, the results of the long-term monitoring are presented. These include biogas as well as leachate quality and quantity records, which illustrate the progress of biodegradation in the tested materials. The leachate quantities and the moisture content monitoring show remarkable results concerning the hydrological behaviour of waste. The application of TDR probes in these compression cells also seems promising.

Third, the results are discussed in terms of water and solid mass budgets, to quantify the effectiveness of biodegradation and to determine the final fate of each fraction the waste material. The key drivers and critical parameters of biodegradation are also underlined with a comparison of our results with the literature.

1. Présentation du dispositif de suivi à large échelle

1.1. Le dispositif CICLADE au LTHE

1.1.1. Présentation générale des cellules CICLADE

- *Objectifs des cellules*

Les cellules CICLADE sont un dispositif unique de par sa taille et ses possibilités, qui permet le suivi complet des processus hydrologiques, biochimiques et mécaniques liés à l'évolution des déchets stockés. Ces cellules, mises au point dans le cadre d'une collaboration avec VERI, qui en le financeur, permettent notamment le suivi de :

- la contrainte verticale appliquée et le tassement ;
- la température et la pression de gaz ;
- des quantités de biogaz et lixiviats émis ;
- la qualité du biogaz et des lixiviats émis ;
- la teneur en eau en cours d'essai.

Comme décrit au § II-2.2.1., la plupart des dispositifs présentés dans la littérature sont orientés soit vers un suivi des paramètres mécaniques, soit vers un suivi des paramètres biochimiques. Les cellules CICLADE permettent non seulement d'étudier séparément ces phénomènes, mais aussi d'étudier les interactions entre eux et permettent donc une réelle approche bio-hydro-mécanique du déchet, et cela à une échelle pertinente d'étude, intermédiaire entre le laboratoire et le site, comme discuté au début de cette étude (Figure I-19 notamment).

Enfin, l'un des avantages majeurs de ces cellules est de pouvoir simuler des conditions de confinement très proches des conditions réelles de stockage (simulation du poids de la colonne sus-jacente de déchet) tout en contrôlant et en mesurant un nombre très important de paramètres.

- *Présentation des cellules*

Le dispositif expérimental se compose de quatre cellules oedométriques en acier inoxydable de diamètre 1 m pour une hauteur maximale utile de 1.2 m. Ces cellules seront notées C1, C2, C3 et C4. Le volume de la cellule est donc d'au maximum 1 m³. La Figure IV-1 présente un schéma général d'une CICLADE vue en coupe, et la Figure IV-2 présente une photographie du dispositif.

Ces cellules sont équipées de six vérins qui permettent de comprimer le déchet dans la cellule en fonction d'une contrainte choisie allant de 0 à 200 kPa (voire 800 kPa sur les cellules C1 et C2). L'étanchéité de la cellule a été difficile à mettre au point compte tenu de la nature mobile du plateau de compression. Elle a été réalisée grâce à un joint torique complexe qui comporte un contre joint racleur permettant d'éviter que du déchet puisse s'insérer entre la paroi et le joint. L'instrumentation des cellules comporte :

- à l'intérieur de la cellule : des thermocouples et des sondes TDR sont embarquées et disposées à 1/3 et 2/3 de la hauteur totale (pour certains des essais) ;
- à l'extérieur de la cellule : des capteurs de pression et de déplacement, une balance et un débitmètre à gaz.

Pour les analyses périodiques du biogaz et des lixiviats, des appareils complémentaires sont utilisés (chromatographie gazeuse, sondes portables et analyses chimiques qui seront détaillées plus loin).

→ Ces expériences seront également étudiées au niveau des tassements (§ V-2 et V-3.).

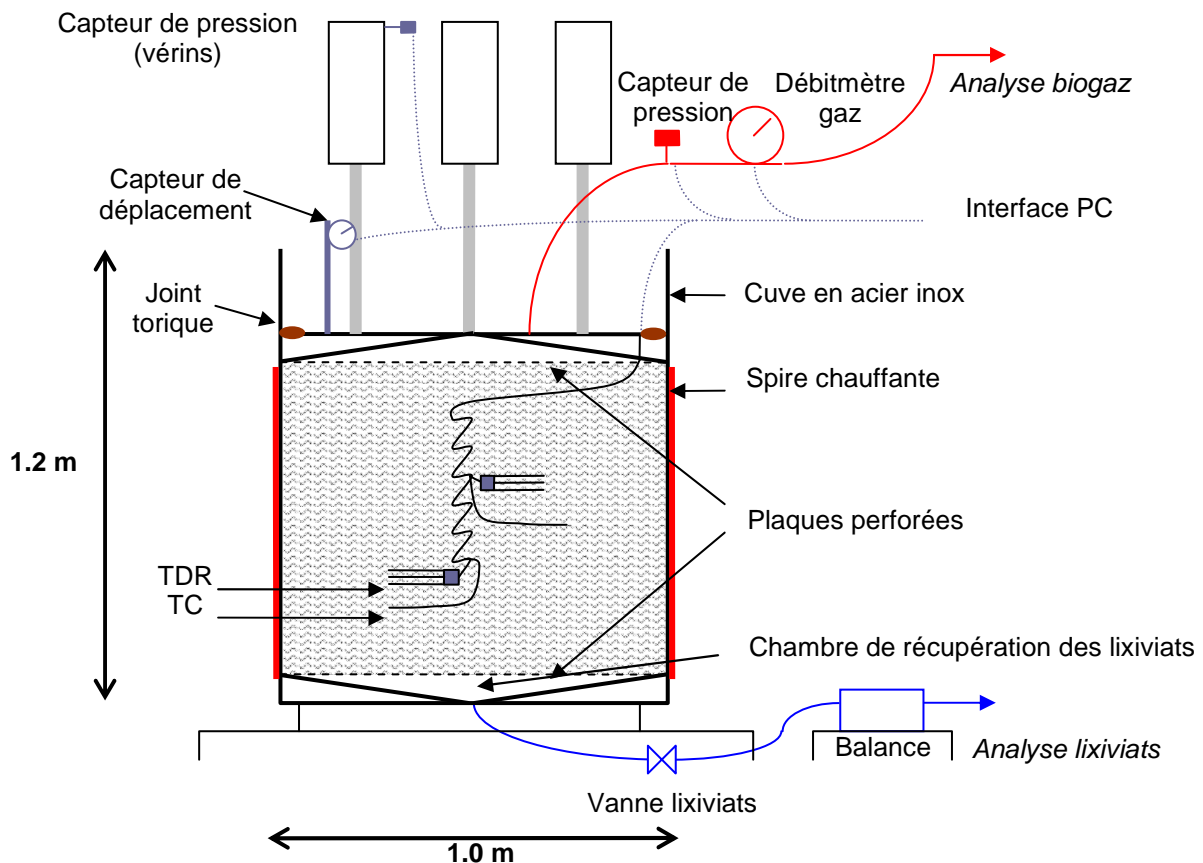


Figure IV-1 : schéma général d'une cellule CICLADE.

• Evolution des cellules et travaux réalisés

Les cellules ont fait l'objet d'une longue mise au point. Alors que la conception des cellules a été envisagée dès les travaux de Franck Olivier (2003) et l'élaboration du pilote C4DC, le test et l'amélioration des cellules a été réalisée au cours des travaux de Guillaume Stoltz (2009), avec un premier lancement effectif d'un essai test en septembre 2007. Les quatre cellules ont été progressivement mises en route en 2008 et 2009, une fois les améliorations réalisées sur la première cellule validées et transférées sur les trois autres cellules.

Les améliorations portent d'une part sur des aspects techniques et sur des aspects de suivi métrologique :

- l'un des défis techniques à relever fut celui de *l'étanchéité* : celle-ci doit en effet être maintenue malgré des déplacements importants de la plaque supérieure pendant l'essai (plusieurs dizaines de centimètres correspondant au tassement des déchets). Le système de joint composite proposé par les travaux antérieurs a pu être validé sur différents essais, et l'effet des stratégies d'opération de l'essai sur l'étanchéité a pu être évalué. Cette évaluation a débouché sur la proposition de joints conçus sur mesure et sur le changement d'une partie des débitmètres à gaz employés sur les cellules.
- au niveau du *suivi métrologique*, des progrès significatifs ont pu être réalisés au cours de ce travail. Aucune mesure interne au sein du massif de déchets n'avait été testée et validée initialement. Successivement, la mesure de la pression interne, de la température interne et de la teneur en eau ont été validées avec succès. Pour ce faire, des matériaux et sondes nouvelles ont dû être testées et validées.

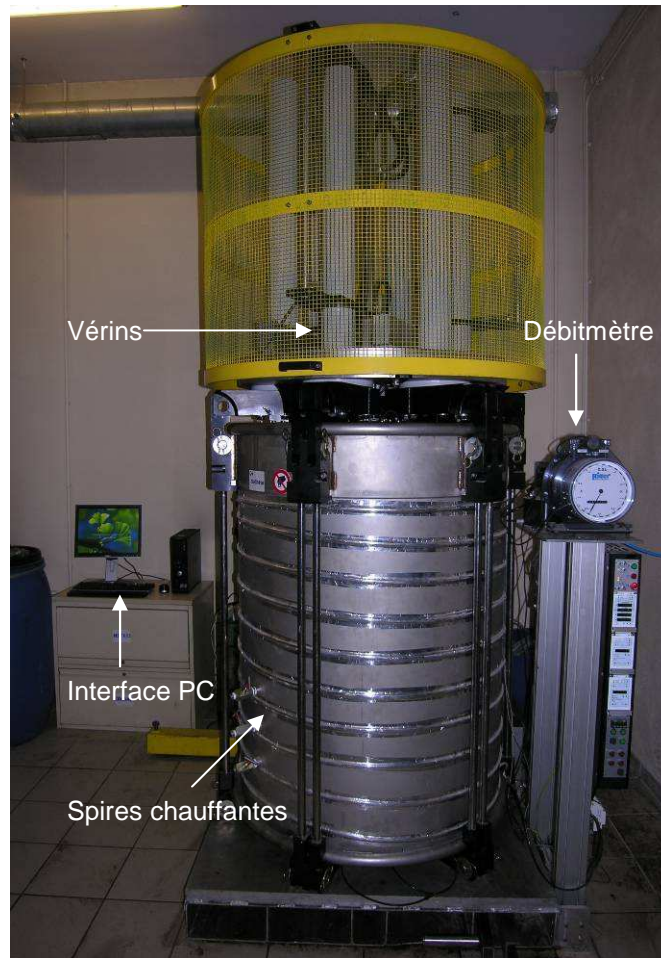


Figure IV-2 : photographie d'une cellule CICLADE (C4).

Outre ces travaux directement sur les cellules ou la métrologie, un protocole d'essai a pu être proposé d'après le retour des premières expériences. Celui-ci inclut notamment :

- la définition claire des procédures de chargement et d'excavation des cellules ;
- la définition des paramètres à suivre, et de leur fréquence de suivi ;
- la définition des tests de caractérisation initiale et finale du milieu, ainsi que le détail du suivi du bilan en masse.

Les différents paramètres mesurés sont détaillés ci-après suivant le protocole d'essais susmentionné. Un récapitulatif des paramètres mesurés sera proposé à la fin du prochain paragraphe.

1.1.2. Mesure des caractéristiques des déchets

- Mesure du tassement et de la contrainte

Le tassement est mesuré par des tiges fixées au niveau du plateau supérieur. La position de ces tiges est ensuite suivie par un capteur de déplacement électromagnétique et transmise en temps réel à l'automate de contrôle, puis enregistrée sur ordinateur. La contrainte est quant à elle mesurée d'après la pression des vérins et elle est convertie, en fonction de la surface du plateau, en contrainte réelle appliquée sur le déchet.

Ces deux informations permettent une étude mécanique complète du déchet (§ V-2.). La gestion de ces données est entièrement automatisée et la fréquence d'enregistrement des données va d'une mesure par seconde dans les premiers instants suivant la mise en place d'une consigne de contrainte à une mesure toutes les deux heures à la fin de l'essai.

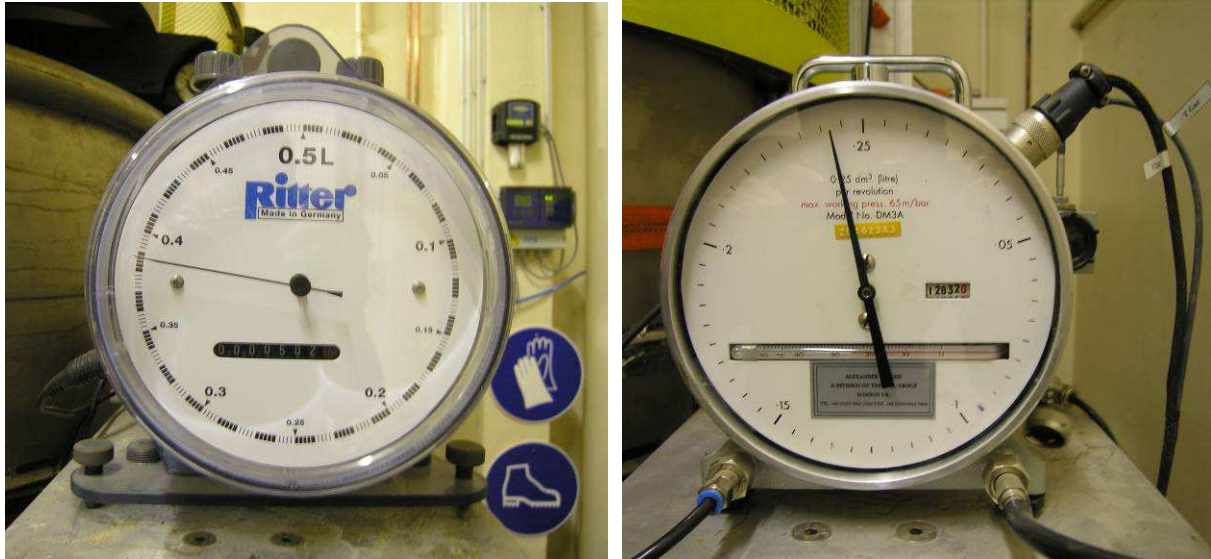


Figure IV-3 : photographies des débitmètres à gaz Ritter TG05 (à gauche) et Zeal DM3A (à droite).

- Mesure de la masse volumique et de la teneur en eau des déchets

La masse volumique du déchet est mesurée grâce aux données de tassement et à la connaissance des masses humide et sèche en cours d'essai. Cette donnée se révèle très intéressante pour caractériser la représentativité du compactage réalisé en laboratoire par rapport aux conditions in situ en ISDND. La teneur en eau massique est également déterminée grâce au calcul en temps réel de la quantité d'eau dans le système en fonction de la masse initiale ainsi que des entrées et sorties de liquide. Le tassement permet de déterminer, in fine, la teneur en eau volumique.

- Mesure liées au biogaz

Le biogaz fait l'objet de mesures quantitatives et qualitatives. Les volumes de biogaz sont enregistrés continuellement par des débitmètres à gaz reliés à une interface électronique. La fréquence d'échantillonnage est identique à celle du tassement et de la contrainte appliquée.

Deux types de débitmètres à gaz sont utilisés (Figure IV-3) :

- des débitmètres de type DM3A de marque Zeal installés initialement sur les quatre CICLADE, et conservés jusqu'en avril 2010 sur C1 et C2 ;
- des débitmètres de type TG05 de marque Ritter installés sur C3 et C4 dès la mi-2009, puis utilisés à partir d'avril 2010 sur les quatre CICLADE.

Bien que la technique de mesure des débitmètres soit identique pour les deux modèles, la conception des appareils et leur précision n'est pas identique. En effet, les débits minimums et maximums ainsi que les erreurs données par les constructeurs sont respectivement :

- de 30 à 90 L/h \pm 0.25% pour le DM3A (Zeal) ;
- de 1 à 60 L/h \pm 0.20% pour le TG05 (Ritter).

Nous verrons ultérieurement que les débits générés par les CICLADE sont généralement inférieurs au débit minimal du modèle DM3A de Zeal, ce qui explique son remplacement progressif. Les volumes de gaz mesurés sont rapportés aux conditions normales de température et de pression en utilisant les données d'un thermomètre raccordé sur le circuit d'extraction du réseau biogaz.

Le biogaz est analysé au moins deux fois par mois pour déterminer sa composition en méthane CH₄, en dioxyde de carbone CO₂, en dioxygène O₂ et en hydrogène sulfuré H₂S. D'après le calcul de ces fractions, il est en outre possible de déterminer la composition en diazote et dihydrogène (N₂+H₂), qui

sont les deux autres gaz significativement présents. La mesure de la qualité du biogaz est réalisée par un analyseur portable GA2000 de la société Geotechnical Instruments dédié²⁷ :

- CO₂ et CH₄ sont analysés par spectrométrie (analyse infrarouge) ;
- O₂ et H₂S sont analysés par des cellules électrochimiques.

La précision annoncée par le constructeur est de $\pm 1.0\%$ - 3.0% en volume pour les différents gaz.

- Mesure liées aux lixiviats

Les lixiviats font également l'objet de mesures quantitatives et qualitatives. Les volumes de lixiviats sont comptabilisés une fois par jour durant les premières semaines d'essai à deux fois par mois durant le reste de l'essai par pesée du bac de récupération de lixiviats, situé en aval de la chambre de récupération des lixiviats (Figure IV-1). Le drainage est gravitaire et permet de s'assurer que la chambre aval de récupération soit vide après drainage. Avant prélèvement, le lixiviat séjourne donc dans la chambre conique aval durant une période maximale de 15 jours (entre deux prélèvements), ce qui fait que la qualité des lixiviats analysés correspond à un lixiviat « moyen » généré durant cette période de temporisation durant laquelle il est susceptible d'évoluer²⁸.

Les lixiviats sont analysés pour permettre un suivi de l'état de dégradation des déchets. Des mesures de pH sont réalisées par un appareil portable EcoScan pH 5, et les mesures de conductivité électrique par un EcoScan Con 6, tous deux de la société Eutech Instruments / Thermo Fisher Scientific²⁹. D'autre part, à partir de l'automne 2009, différents éléments majeurs sont analysés par dosage chimique en utilisant des kits de détermination fournis par Hach-Lange, un photomètre de type LASA 100 et un thermostat de type LT 200, également de marque Hach-Lange :



Figure IV-4 : photographie des dispositifs d'analyse chimique des lixiviats (hotte, micro-pipettes, analyseur spectrométrique LASA 100 et thermostat de chauffage des tubes à essai LT 200).

²⁷ Cet appareil est également utilisé pour les essais en cellule Alpha, voir § II-2.2.1.

²⁸ Les quantités trop faibles de lixiviats produits n'ont toutefois pas permis de mesures plus fréquentes.

²⁹ Ces appareils sont également utilisés les essais en cellule Alpha, voir § II-2.2.1.

- la demande chimique en oxygène (DCO), qui caractérise la consommation du milieu en oxygène par les oxydants chimiques forts présents dans le lixiviat, source de pollution pour l'environnement ;
- l'azote par la mesure de la concentration en NH_4^+ et NTK (azote total selon Kjeldahl) qui sont un bon indicateur de la pollution azotée pour ce qui est de NH_4^+ (toxique pour les poissons et invertébrés) et de la charge en azote total pour NTK (organique et ammoniacal).

A ces paramètres analysés au LTHE s'ajoutent des paramètres analysés par le GRESE de l'Université de Limoges à partir d'automne 2009 :

- la quantité de matières en suspension (MES) ;
- la demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO_5) ;
- le carbone organique dissous (COD) ;
- le titre alcalimétrique complet (TAC) ;
- la teneur en acides gras volatils (AGV) ;
- l'absorbance aux ultraviolets (UV) ;
- le fractionnement de la matière organique (MO).

Le suivi complet des lixiviats est réalisé deux fois par mois que ce soit au LTHE ou au GRESE, où les échantillons sont envoyés périodiquement en colis réfrigérés pour limiter l'évolution biochimique du lixiviat.

- Mesure de la température et de la pression interne

La température est mesurée en plusieurs points du système : deux mesures internes au sein du massif de déchets (à 1/3 et 2/3 de la hauteur de ce dernier), une mesure sur le circuit de biogaz et des mesures de contrôle externes sont réalisées. Toutes les mesures sont réalisées par des thermocouples (TC) de type J avec des gaines renforcées pour les TC au sein du déchet, obtenus auprès de TC S.A. La Figure IV-5 montre un TC prêt à être enfoui dans le massif de déchet sur un essai CICLADE.

La pression interne et la pression atmosphérique sont mesurées à titre de contrôle dans chaque cellule à l'aide de capteurs de pression absolue de STS France. Ces données étaient utilisées à titre de contrôle en cas de doute sur les productions de gaz enregistrées dans la configuration initiale qui prévoyait une légère mise en pression des cellules, mais pour la quasi-totalité des essais, le drainage du biogaz s'effectue à pression atmosphérique donc l'enregistrement de la pression n'est qu'un indicateur d'un possible colmatage du réseau de drainage de biogaz, et ne sera pas exploité d'un point de vue scientifique.

La température et la pression interne sont enregistrées à la même fréquence que le tassement et la contrainte appliquée par l'automate de contrôle, puis sauvegardées sur ordinateur.

- Mesure de la teneur en eau

La teneur en eau est mesurée de façon indirecte grâce à des sondes de type Time-Domain Reflectometry (TDR), déjà présentées au § II-2.2. Ces sondes ont fait l'objet d'une calibration séparée dans la cellule Alpha. Seuls les essais C2.1 et CX.2 ont été équipés de sondes TDR.

Les mesures sont réalisées avec des sondes CS605 de Campbell Scientific de 30 cm de longueur de tige. Les sondes TDR sont disposées au voisinage des thermocouples, soit aux 1/3 et 2/3 de la hauteur totale du massif de déchets. La Figure IV-5 montre une sonde TDR prête à être enfouie dans le massif de déchet sur un essai CICLADE. Les mesures TDR sont réalisées ponctuellement grâce à un dispositif d'acquisition à une fréquence identique aux analyses sur le biogaz et les lixiviats.

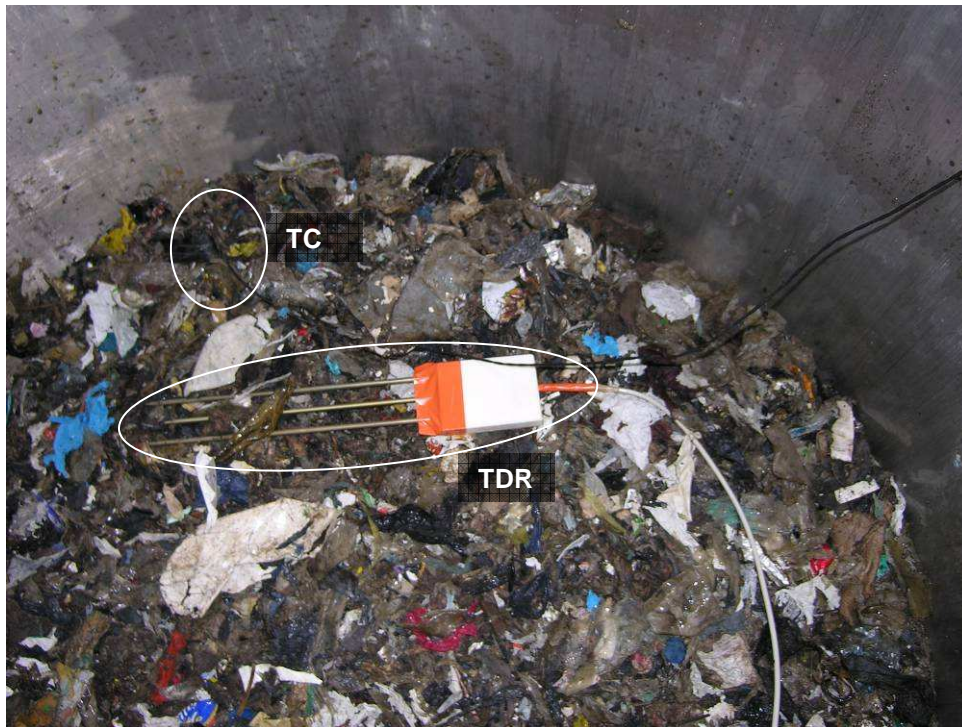


Figure IV-5 : photographie d'un thermocouple (TC) et d'une sonde TDR embarqués dans un essai (C3.2).

Le Tableau IV-1 récapitule tous les paramètres mesurés sur les cellules CICLADE. Pour plus de clarté, les paramètres ont été subdivisés en catégories de mesures et l'ordre de présentation est organisé en fonction de la fréquence de mesure.

Tableau IV-1 : récapitulatif des paramètres mesurés dans les CICLADE.

Catégorie de mesures	Paramètre	Type de mesure	Fréquence de mesure
Mesures mécaniques	Contrainte verticale	Capteur de pression	1 par seconde à 1 toute les 2 h (enregistrement sur PC)
	Tassement vertical	Capteur de déplacement	
	Masse volumique	D'après le déplacement	
Mesures physiques	Température	Thermocouple ³⁰	
	Pression	Capteur de pression	
Mesures biogaz	Volume/débit	Débitmètre gaz	1 tous les 15 j (mesures ponctuelles par un opérateur)
	Teneur en CH ₄ , CO ₂ ,...	Analyse infrarouge	
Mesures lixiviats	Volume/débit	Pesée	
	pH, Conductivité	Analyses électrochimiq.	
	DCO, NH ₄ ⁺ , NTK	Dosage chimique	
Mesures hydrologiques	Teneur en eau	Sonde TDR ³¹	

³⁰ Sondes embarquées uniquement pour les essais CX.2.

1.2. Présentation des essais et de la démarche

1.2.1. Introduction aux essais

- Bref historique des essais

La plateforme expérimentale des CICLADE est un outil unique qui relève du prototype semi-industriel. Comme indiqué au § IV-1.1.1., les cellules ont fait l'objet de modifications techniques et d'optimisations durant une période de mise au point. Les aspects purement techniques ne seront pas présentés ici, mais ont constitué une partie importante de ce travail. Compte tenu de cet historique de lancement progressif et de la complexité de l'outil, deux séries d'essais se sont succédées :

- essais initiaux et de validation : il s'agit de quatre essais nommés C1.1 à C4.1, ou « CX.1 » dans leur ensemble ;
- essais dans le cadre du projet ANR PRECodd BiopTime : il s'agit de quatre essais nommés C1.2 à C4.2, ou « CX.2 » dans leur ensemble.

Bien que cette étude ait porté sur l'intégralité des essais, certains essais ne sont pas traités intégralement en raison de données incomplètes au moment de la rédaction de ce manuscrit. Nous allons maintenant voir les choix des matériaux testés puis les spécificités de chaque essai.

- Choix des matériaux et apports des programmes ANR PRECodd BiopTime et Bioréacteur

Les CICLADE sont des cellules de compression dans lesquelles différents types de déchets non dangereux peuvent être testés. L'un des facteurs limitants est la taille maximale des particules, qui ne doit pas excéder un certain ratio du diamètre. Cette question a été abordée au § II-2.1.2., et des ratios de l'ordre de 1/6 à 1/15 du diamètre sont préconisés par la littérature. Ici, tous les matériaux ont une taille maximale de particule de 100 mm pour un diamètre de cellule de 1 m. La taille des CICLADE est donc un avantage certain, puisqu'elle permet de mettre en œuvre dans les essais des matériaux assez représentatifs des matériaux sur site tout en respectant un ratio de diamètre des particules par rapport au diamètre des cellules.

Le choix des matériaux s'est d'abord basé sur une volonté de tester des matériaux divers, mais aussi sur la disponibilité de ces matériaux. La première série d'essai a été caractérisée par des matériaux très variés, la seconde par des matériaux plus homogènes.

Pour le choix des matériaux à tester, les programmes Bioréacteur, puis surtout BiopTime, ont apporté des éléments intéressants. Le choix des matériaux pour les essais C2.1 et CX.2 a été largement influencé par la participation à ces deux programmes ANR.

Ainsi, le programme Bioréacteur a permis de tester le déchet A au LGCIE (INSA de Lyon) selon plusieurs modalités d'humidification. La teneur en eau a fait l'objet d'un suivi particulier (§ III-3.1.), ce qui a initié l'instrumentation par des sondes TDR des CICLADE avec l'essai C2.1. Toutefois, le déchet n'a pas été mis en œuvre dans les mêmes conditions (pas de compression au LGCIE), et les caractéristiques biochimiques du déchet sont assez différentes du fait d'un stockage prolongé du matériau avant mise en œuvre de l'essai dans les CICLADE (déchet déjà en partie dégradé au démarrage de l'essai).

Dans la première série d'essais, le déchet utilisé pour l'essai C1.1 est une OM, qui provient de la même ISDND que l'OM utilisé pour les essais CX.2 et pourra donc être comparé à ces derniers. Pour les autres essais, essentiellement C3.1. et C4.1., l'idée a été de valoriser cet outil unique en testant des déchets assez différents sous même condition de contrainte : un DIB et un biodéchet issu d'une collecte sélective.

³¹ Sondes embarquées uniquement pour les essais C2.1 et CX.2.

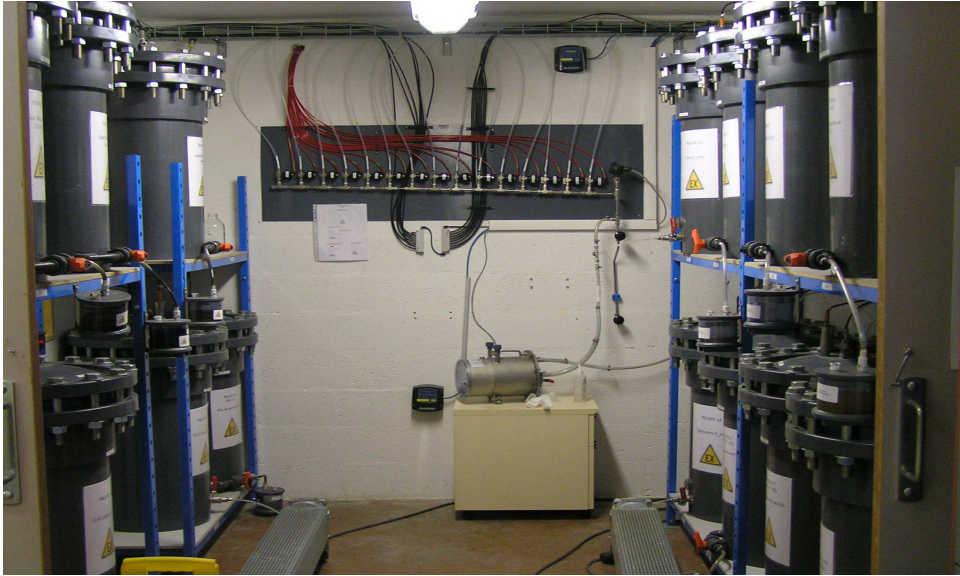


Figure IV-6 : pilotes 68 L de Veolia Environnement Recherche et Innovation dans le cadre du programme ANR PRECODD Bioptime, sur lesquels des modalités des essais CX.2 ont été testées.

Le programme Bioptime a fait l'objet d'une attention toute particulière puisque les CICLADE s'y intègrent directement, par le biais de la série CX.2. Ce programme prévoit l'étude des possibilités de méthanisation selon différentes modalités de prétraitement ou d'ajout de substances favorables à la dégradation (inoculum, mâchefers). Ce programme comporte plusieurs échelles d'étude :

- l'échelle des essais « batch » et pilotes de laboratoire (1 L et 68 L, voir Figure IV-6), permettant d'identifier les mécanismes et les leviers d'action, ainsi que de tester une vaste gamme de traitements pour en sélectionner les plus pertinents à tester à plus grande échelle ;
- l'échelle des essais pilotes semi-industriels (1 m³), permettant de montrer l'impact des modalités de mise en œuvre par rapport à l'échelle du laboratoire, et d'obtenir des résultats à une échelle semi-industrielle. C'est dans ce cadre que s'inscrit la plateforme des CICLADE.

Globalement, à l'échelle 1 L, une efficacité générale des prétraitements aérobies a été remarquée, et un effet positif de l'ajout de mâchefers d'UIOM a également été noté, ce qui a pu également être acté dans la littérature (par exemple par Lo et al., 2010). L'effet des mâchefers serait notamment bénéfique, d'après la littérature, sur le pH en raison de leur alcalinité, et leur ajout permettrait d'augmenter légèrement la porosité et donc d'améliorer les transferts fluides. Ces essais ont permis de dégager les modalités de prétraitement les plus performantes – démarrage rapide et expression la plus complète possible de la biodégradation – qui ont été testées à l'échelle 68 L par VERI (Figure IV-6).

Au total, 24 essais sur pilotes 68 L ont été réalisés, dont 18 sur du déchet reconstitué sur la base de la composition MODECOM™ (Ademe, 1993) avec 2 pilotes témoins, 7 pilotes aérobies, 2 pilotes inoculés, 7 avec un ajout de mâchefers. Les 6 derniers pilotes 68 L ont été remplis de déchets réels, globalement selon les mêmes modalités que dans les CICLADE.

Le programme Bioptime a ainsi permis de définir l'utilisation des CICLADE pour la deuxième série d'essais : 1 pilote témoin (C1.2), 1 pilote avec ajout de mâchefers (C2.2), 1 pilote avec du déchet prétraité (C3.2) ainsi qu'un duplicat de ce pilote pour évaluer la variabilité des essais (C4.2). Il est à noter que le prétraitement réalisé ici, dans un cadre français, ne correspond pas à un prétraitement comme il est réalisé en Allemagne ou dans d'autres pays en terme d'abattement de la dégradabilité. L'objectif du prétraitement reste une stabilisation rapide, mais inclut dans le contexte français la production recherchée de méthane.

• *Les essais CX.1 préliminaires*

Quatre essais préliminaires CX.1 ont été réalisés entre septembre 2007 et septembre 2009-février 2010. Le Tableau IV-2 en donne les informations générales, et le Tableau IV-3 en reprend les modalités. A part l'essai C1.1 (650 jours), les trois essais suivants ont eu des durées comprises entre 250 et 300 jours. Ces essais de mise au point et de validation des outils ont été réalisés sur des matériaux assez divers :

- C1.1 : cet essai a été réalisé sur un déchet bien caractérisé fourni par VERI. Il s'agissait pour l'essai initial de tester un matériau connu, et de valider les cellules sur le plan technique et du suivi métrologique simple. Le protocole d'humidification et de chauffage a été mis au point au cours de cet essai. Le matériau employé est très proche du déchet E (essai C1.2) ;
- C2.1 : cet essai a été réalisé sur un déchet bien caractérisé dans le cadre de l'ANR PRECODO Bioréacteur, fourni par VP. Ce déchet a été le premier déchet humidifié au lancement. C'est sur ce déchet que la faisabilité d'un suivi de l'humidité par sonde TDR a été testée. Le matériau employé est identique au matériau des cellules R4, R5 et R6 du LGCIE (INSA de Lyon) ;
- C3.1 : cet essai a été réalisé sur un DIB pour tester la variabilité des caractéristiques bio-mécaniques en fonction du type de matériau. En plus d'une humidification initiale, une injection de lixiviats a été réalisée ;
- C4.1 : cet essai a été réalisé sur un biodéchet pour tester l'influence de la variabilité des matériaux. Compte tenu d'une très forte teneur en eau initiale, il n'a pas été humidifié.

Sur ces essais CX.1, certains comportements observés seront à considérer avec prudence, puisque les essais n'étaient pas encore en phase de routine, et que le protocole n'a pas pu être identique pour tous les essais.

Tableau IV-2 : données générales liées aux essais CX.1 et CX.2. Pour les essais CX.2, la date de fin et la durée sont des données prévues au moment de la finalisation de ce travail.

Essai	Abréviation et type de déchet	Date de début	Date de fin	Durée (jours)
C1.1	B – OM triée, broyée	21/09/2007	02/07/2009	650
C2.1	A – OM broyée	10/11/2008	01/09/2009	295
C3.1	D – DIB broyé	24/03/2009	27/11/2009	248
C4.1	C – Biodéchet broyé	11/05/2009	26/02/2010	291
C1.2	E – OM broyée (« témoin »)*	27/10/2009	02/11/2010	371
C2.2	F – OM broyée + mâchefers*	23/11/2009	16/11/2010	358
C3.2	G1 – OM broyée, prétraitée*	16/03/2010	04/01/2011	294
C4.2	G2 – OM broyée, prétraitée*	16/03/2010	11/01/2011	301

*déchet de composition et caractéristiques proches du déchet B (essai C1.1), seule la teneur en métaux diffère.

Tableau IV-3 : modalités des essais CX.1 et CX.2. Cases en gris sombre : cette modalité a été appliquée/ce paramètre a été suivi tout au long de l'essai.

Essai	Humidification		Suivi mécanique	Sondes		Suivi lixiviats		Suivi biogaz
	Initiale	Injection		TDR	TC	Simple	Complet	
C1.1								
C2.1								
C3.1								
C4.1								
C1.2								
C2.2								
C3.2								
C4.2								

- Les essais CX.2 dans le cadre de l'ANR PRECODD Bioptime

Quatre essais Bioptime CX.2 sont en cours de réalisation, ils s'étalent d'octobre 2009 à fin janvier 2011 (date prévue d'arrêt de ces essais). Le Tableau IV-2 en donne les informations générales, et le Tableau IV-3 reprend les modalités de chaque essai. La durée de ces essais est comprise entre 300 et 400 jours environ. Ces essais s'inscrivent dans le cadre du projet ANR PRECODD Bioptime précité, et se basent sur différentes déclinaisons de préparations d'un même déchet, le déchet E. Les protocoles de compression, d'humidification et de suivi sont identiques :

- C1.2 : cet essai a été réalisé sur un déchet bien caractérisé fourni par VERI. Il correspond à un déchet très voisin du déchet B (essai C1.1), et il s'agit donc d'un matériau non prétraité. Dans le cadre des essais CX.2, cet essai est considéré comme un essai témoin ;
- C2.2 : cet essai a été réalisé sur le même déchet que C1.2 (déchet E), avec ajout de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (MIOM) en faible quantité ;
- C3.2 : cet essai a été réalisé sur un déchet prétraité aérobie. Le déchet initial est le même déchet que C1.2, mais avec une pré-dégradation de la matière organique ;
- C4.2 : cet essai est un duplicat de l'essai C3.2. Le déchet utilisé est identique en tout point au déchet en C3.2, et les deux essais ont été lancés simultanément.

Les essais CX.2 ont tous un protocole identique et peuvent être considérés comme des essais comparables. A la date de soumission de ce travail, ces essais ne sont pas encore terminés, ce qui explique que les bilans matière ne pourront être exploités.

1.2.2. Caractéristiques des différents déchets employés pour les essais

- Aspect global des différents déchets et granulométrie

La caractérisation visuelle d'un déchet permet souvent une première appréciation de sa granulométrie, et d'identifier visuellement certains composants majeurs du déchet. Les 7 déchets (A-G) utilisés dans les 8 essais (C1.1-C4.2) ont ainsi été photographiés dans des conditions analogues afin de permettre cette identification visuelle.

L'Annexe 2 présente ces différentes photographies, sur lesquelles la taille des particules apparaît assez clairement. Tous les déchets testés ont été broyés afin que les dimensions maximales des particules soient compatibles avec une échelle d'étude de 1 m³. La taille maximale des particules D_{max} vaut ainsi :

- 40 mm pour les déchets B, C, E, F et G (broyage « fin ») ;
- 70 mm pour le déchet A (broyage « moyen ») ;
- 150 mm pour le déchet D (broyage « grossier »).

Il serait intéressant d'observer un éventuel comportement différent pour les essais C2.1 (déchet A) et C3.1 (déchet D) du simple fait d'une granulométrie significativement différente. Les essais CX.2 bénéficient tous d'un broyage homogène, ce qui garantit une comparaison plus facile entre les résultats.

• Composition initiale et caractérisation biochimique des déchets

Les compositions des déchets en catégories MODECOMTM ne sont pas toutes disponibles pour les 8 essais. Les compositions des deux principaux déchets utilisés, A et B, déjà présentés aux § II et III, sont données dans le Tableau IV-4. Comme nous l'avons déjà noté, les déchets diffèrent assez fortement dans leur composition, mais une importante part du déchet est fortement à modérément biodégradable (60% à 70% de putrescibles, fines, papiers et cartons). La plus forte proportion de fines et de déchets non classés (autres) dans le déchet B s'explique par une plus faible granulométrie ($D_{max} < 40$ mm), ce qui rend l'identification des composés plus délicat dans la méthode MODECOMTM.

Tableau IV-4 : composition initiale des déchets des essais C1.1 et C2.1.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)
Composition (%M_t)	OM broyée	OM broyée
Putrescibles et fines	58.1%	36.6%
Papiers et cartons	13.3%	26.1%
Plastiques	9.5%	14.0%
Verre	5.4%	6.1%
Métaux	0.4%	5.7%
Textiles et textiles sanitaires	2.1%	5.5%
Autres	11.2%	6.0%

Les caractéristiques biochimiques des déchets sont données dans le Tableau IV-5. Celles-ci ont été mesurées pour partie au LTHE (%MS), mais pour tous les autres paramètres, l'analyse a été sous-traitée à l'Institut des Technologies de l'Environnement (ITE) de Narbonne, qui réalise des analyses normalisées sur échantillons prélevés. Le tableau liste la teneur en matière sèche (MS) en pourcentage de la masse totale M_t , la teneur en matières volatiles (MV) en pourcentage de la MS, qui indique la part de matière organique dans la matière sèche, la teneur en carbone organique total (COT) et azote total (NT) en pourcentage de la MS et le potentiel biométhane (BMP) en Nm³/t de MS. Ces différents paramètres sont détaillés au § II-1.2.

Le déchet A contient une forte proportion de MS (72%), et les déchets B tout comme ceux employés dans les essais CX.2 ont une teneur en MS de l'ordre de 50% de la masse totale. Pour la teneur en MV,

les valeurs se situent autour de 50% de la MS, sauf pour le biodéchets C qui présente une valeur plus faible, et le DIB (D) qui présente une teneur en MV plus forte, en raison de la présence d'une importante quantité de déchets de bois. La teneur en COT et en NT varie assez peu d'un déchet à l'autre, malgré des types de déchets assez différents.

En revanche, on constate des différences significatives entre essais sur les valeurs de BMP déterminées en laboratoire :

- les valeurs de BMP des déchets B, E et F (essais C1.1, C1.2 et C2.2) sont des valeurs que l'on pourrait qualifier de « normales » pour une ordure ménagère fraîche française (voir § II-1.3.2. pour des valeurs types), même si le BMP du déchet E paraît assez élevé. Il est logique que le BMP du déchet F soit inférieur à celui du déchet E, puisqu'il s'agit du même déchet, mais auquel ont été rajoutés des MIOM, qui ne contribuent pas au BMP, s'agissant de matières minérales. La donnée la plus intéressante concernant ces MIOM est leur forte alcalinité, avec un pH de 11.0 obtenu par tests de lixiviations (analyses du Centre d'Analyses Environnementales, CAE) ;
- le BMP du déchet A (essai C2.1) est très faible, et cela s'explique par le long stockage de ce déchet dans des fûts en extérieur (12 mois), qui peut être assimilé à une forme de prétraitement passif aérobie et anaérobie, d'où la perte en BMP conséquente ;
- le BMP du déchet D (essai C3.1) est plus faible que celui d'une OM fraîche, dans la mesure où il s'agit d'un DIB. Il est très probable que la plus forte part du BMP soit contenue dans les résidus de bois et de palettes que le déchet contient en nombre. Cette matière organique est toutefois lentement biodégradable, ce qui pourrait expliquer une production de biogaz inférieure à la valeur de BMP ;
- le BMP du déchet C (essai C4.1) est faible, et peut s'expliquer partiellement par le fait que les biodéchets sont riches en matières putrescibles et rapidement biodégradables, et ne contribuent pas efficacement à la production de méthane (réactions aérobies). Une erreur liée à l'échantillonnage ou une altération durant le transport de l'échantillon vers le laboratoire (ITE) ne sont pas à exclure ;
- le BMP du déchet G (prétraité, essais C3.2 et C4.2) est nettement plus faible que ceux du même déchet « brut » B, E et F, avec une diminution de près de 56% du potentiel en raison du prétraitement actif. L'absence de données détaillées ne permet malheureusement pas de commenter ses caractéristiques ou sa composition.

Les mesures de BMP, présentées succinctement au § II-1.3.2., sont réalisées sur de petits échantillons (une centaine de grammes généralement), en essais batch de laboratoire. Ces essais supposent un échantillonnage préalable réalisé dans des conditions très précises, afin de garantir la représentativité sur des centaines de kilogrammes d'un test sur un échantillon au moins mille fois plus petit. Ces valeurs sont donc associées à une certaine incertitude, et leur interprétation se fera avec prudence.

Il n'est pas réellement possible de remonter à partir de la composition des déchets vers la valeur de BMP dans la mesure où le déchet A n'était plus « frais » lors de la mesure du BMP (voir remarques plus haut). A noter que la composition des déchets E, F et G est a priori très proche du déchet B, s'agissant d'un gisement identique, mais avec un prélèvement 2 ans plus tard. Les déchets E, F et G n'ont toutefois pas été déferrailés, contrairement au déchet B (d'où leurs taux de métaux très faibles).

• Caractérisation physique initiale des déchets

Le Tableau IV-6 présente les caractéristiques physiques sèches des déchets utilisés dans les CICLADE. Toutes les mesures ont été réalisées au LTHE. Le tableau liste la masse sèche initiale (M_d^0), le volume initial de la cellule à la mise en place du déchet (V^0) et la masse volumique sèche correspondante (ρ_d^0).

Tableau IV-5 : caractéristiques biochimiques des déchets des essais CX.1 et CX.2.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
MS (% M_t)	49.8%	72.2%	67.1%	60.1%	49.3%	48.2%	47.6%	47.6%
MV (%MS)	52.6%	51.3%	56.0%	39.5%	53.8%	46.1%	*	*
COT (%MS)	32.7%	40.2%	31.4%	*	28.5%	26.3%	*	*
NT (%MS)	1.08%	1.31%	*	*	1.44%	1.53%	*	*
BMP (Nm ³ /t MS)	106.9	10.3	59.9	11.8	123.0	116.8	54.2	54.2

**résultats non disponibles à la date de rédaction*

La quantité de masse sèche introduite dans les CICLADÉ est comprise entre 215 et 390 kg de MS. Les variations de quantité de déchets enfouis sont liés à la disponibilité des matériaux et à des impératifs techniques. La quantité enfouie reste cependant toujours suffisante pour remplir un volume V^0 de plus de 500 L à 950 L de déchets, fonction de la quantité de déchet enfouie (et donc de la quantité de déchets disponible pour l'essai), et de la compaction manuelle réalisée, mais qu'il convient de considérer avec prudence, car la détermination de ce volume, réalisée au cours du remplissage, n'est pas d'une grande précision, en raison d'une surface irrégulière de déchets.

La gamme de masses volumiques sèches qui en résulte est plutôt homogène pour les essais, à l'exception d'un essai, C3.1, pour laquelle ρ_d^0 est très faible (0.289 kg/L). Il s'agit ici d'un DIB dont la compaction lors de la mise en place fut difficile, et il en résulte un volume de vides encore important au démarrage de l'essai. Du reste, l'essai C4.1 présente la plus forte densité sèche en raison de sa nature : il s'agit d'un biodéchet avec une distribution granulométrique qui semble assez favorable à une compaction élevée, ce qui sera confirmé par l'analyse des tassements (§ V).

Tableau IV-6 : caractéristiques physiques sèches des déchets des essais CX.1 et CX.2. Ces caractéristiques initiales s'entendent avant début de la compression verticale.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
M_d^0 (kg)	360.9	355.5	235.1	389.8	292.0	320.8	215.5	222.8
V^0 (L)	942.5	937.4	814.0	942.5	706.9	706.9	565.5	691.2
ρ_d^0 (t/m ³)	0.383	0.379	0.289	0.414	0.413	0.454	0.381	0.322

1.2.3. Protocoles et séquences des différents essais

- Protocole d'humidification initiale des déchets et caractéristiques après ajout d'humidité

Le Tableau IV-7 présente les caractéristiques physiques des déchets avec ajout d'humidité. Ces mesures ont également été réalisées au LTHE. Le tableau liste ainsi la masse humide initiale de déchets (ajout de lixiviats exclu), dite « naturelle » M_h^{nat} , la teneur en eau gravimétrique initiale naturelle (ajout de lixiviats exclu) w'_{nat} , la masse de liquide ajouté M_l^{add} , la teneur en eau gravimétrique initiale après ajout d'humidité w'^0 , le volume initial de la cellule à la mise en place du déchet (V^0) et la teneur en eau volumique θ^0 ainsi que la masse volumique humide correspondantes (ρ_h^0). Les quantités enfouies n'ont pas de raison directement scientifique, elles varient du simple au double en raison de la disponibilité des matériaux. L'ajout de liquides a été conditionné par rapport à la teneur en eau initiale et au protocole suivi :

- pour les essais CX.1, il avait été considéré qu'une teneur en eau w'^0 de 0.40 devait être atteinte. Pour ce faire, la quantité de liquide ajouté a été ajustée en conséquence sur les essais C2.1 et C3.1. Les autres essais n'ont pas été humidifiés initialement ;
- pour les essais CX.2, il a été considéré que, malgré une teneur en eau naturelle w'_{nat} déjà très forte (supérieure à 0.50), un ajout de lixiviats âgés devait être réalisé afin de réaliser un ensemencement microbiologique favorable à la biodégradation.

Ces liquides ajoutés ont été des lixiviats exclusivement, sauf pour l'essai C2.1 où de l'eau a également été ajoutée à hauteur de 20% de la quantité totale de liquide ajouté (soit 73.5 L de lixiviats et 18.5 L d'eau). Ce cas particulier d'ajout d'humidité sur l'essai C2.1 est uniquement lié à la disponibilité des lixiviats. La qualité des lixiviats ajoutés a peu varié d'un essai à l'autre, s'agissant d'un même lixiviat âgé issu d'une ISDND.

Tableau IV-7 : caractéristiques physiques avec ajout d'humidité des déchets des essais CX.1 et CX.2. Ces caractéristiques initiales s'entendent avant début de la compression verticale.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
M_h^{nat} (kg)	724.5	492.5	350.2	648.8	592.2	664.3	453.0	468.3
w'_{nat} (kg/kg)	0.502	0.278	0.329	0.399	0.507	0.517	0.524	0.524
M_l^{add} (kg)	0.0	92.0	45.0	0.0	30.0	18.0	18.0	18.0
w'^0 (kg/kg)	0.502	0.392	0.405	0.399	0.531	0.530	0.542	0.542
V^0 (L)	942.5	937.4	814.0	942.5	706.9	706.9	565.5	691.2
θ^0 (m ³ /m ³)	0.386	0.244	0.197	0.275	0.467	0.511	0.452	0.381
ρ_h^0 (t/m ³)	0.769	0.623	0.485	0.688	0.880	0.965	0.833	0.704

Ainsi, les caractéristiques moyennes des lixiviats ajoutés sont respectivement

- pour les essais CX.1 : $\text{pH} = 7.7$, $\sigma = 19.7 \text{ mS/cm}$;
- pour les essais CX.2 : $\text{pH} = 8.1$, $\sigma = 14.4 \text{ mS/cm}$.

Ces deux lixiviats peuvent donc être considérés comme indicateurs d'un déchet en méthanogénèse stable, et l'on peut espérer un bon ensemencement microbiologique afin de faciliter un passage rapide des différents essais en méthanogénèse, si la répartition du lixiviat est suffisamment homogène et si les conditions environnantes permettent aux bactéries méthanotrophes de se multiplier.

On peut observer que les teneurs en eau volumiques initiales θ^0 varient assez fortement d'un déchet à l'autre. Leur calcul repose toutefois sur le volume initial de la cellule, lui-même lié au degré de compaction du déchet et à des contraintes techniques sur la cellule. La détermination du volume de la cellule n'est précise que dans la phase ultérieure de compression, et les valeurs initiales de teneur en eau volumique et de masses volumiques sont donc à considérer avec prudence.

- Protocole d'humidification ultérieure des déchets par injection

Deux essais ont fait l'objet, à titre expérimental, d'une humidification en cours d'essai :

- l'essai C1.1 a été humidifié par injection de lixiviats par le haut de la cellule durant 137 jours (jour 150 à 287 de l'essai) pour un volume total de 33 L et de 0.7 L/t MS.jour en moyenne ;
- l'essai C3.1 a été humidifié par injection de lixiviats par le bas de la cellule, en « saturant » le déchet par le bas pendant 7 jours pour un volume total injecté de 60 L en deux injections de 30 L sur deux jours (jours 212 à 214), dont 19.3 L (32%) sont sortis au moment du drainage (jour 219) puis 14.1 L sont sortis au jour 233.

Les lixiviats utilisés dans ces deux essais respectifs ont des caractéristiques assez différentes de l'un à l'autre, puisqu'un lixiviat jeune a été utilisé pour C1.1, alors qu'un lixiviat âgé a été utilisé pour C3.1, tous deux issus directement d'ISDND :

- pour l'essai C1.1 : $\text{pH} = 6.9$, $\sigma = 30.0 \text{ mS/cm}$;
- pour l'essai C3.1 : $\text{pH} = 8.0$, $\sigma = 19.7 \text{ mS/cm}$.

L'efficacité limitée de ces deux tentatives d'injection (qui sera discutée plus loin), la difficulté d'injecter du liquide dans un milieu dense et compacté ainsi que des impératifs techniques nous ont conduit à ne pas répéter ces tentatives sur des essais ultérieurs. On peut noter que les caractéristiques du lixiviat injecté sur C3.1 sont très voisines de celles utilisées dans le cadre de l'humidification initiale. En revanche, pour C1.1, le lixiviat ajouté a un pH nettement plus faible, proche de la neutralité, qui semble moins favorable pour jouer un rôle de tampon dans le milieu.

- Protocole de chauffage des déchets par spire chauffante

Tous les essais ont fait l'objet d'un chauffage par la spire chauffante décrite plus haut (Figure IV-1). Ce chauffage a été initié dès le début de chaque essai. La température de consigne de chauffage sur la paroi extérieure des cellules a été de 45°C pour tous les essais, afin d'assurer une température au sein du massif de déchets d'au moins 35°C tout au long de l'année. Toutefois, le premier essai (C1.1) avait dans un premier temps été chauffé à 35°C, et ce durant les 200 premiers jours d'essai. L'augmentation de la température de consigne ayant été concluante, tous les autres essais ont été chauffés à 45°C. La salle où se trouve la plateforme expérimentale est quant à elle chauffée à 25°C en permanence.

• Récapitulatif du protocole et des phases des essais

Le protocole expérimental de suivi se base sur la succession de plusieurs phases d'essai :

- (1) la *mise en place couche par couche* du déchet, avec la mise en place des sondes (TC, TDR) et l'humidification couche par couche du déchet (sauf C1.1 et C4.1 où il n'y a pas eu d'ajout d'humidité). Cette mise en place s'est généralement effectuée en dix couches avec approximativement la même masse de déchets. Les déchets sont compactés manuellement, avec une force de compaction la plus proche possible d'un essai à l'autre³². A la fin de cette phase de mise en place, la cellule est fermée et l'enregistrement des données est lancé ;
- (2) la *montée en compression* du déchet par l'application de plusieurs paliers de compression. Ces paliers sont respectivement 20, 30, 40, 60, 80, 100, 120 et 140 kPa, sauf pour l'essai C3.1, où pour des raisons techniques, la compression a été arrêtée après 80 kPa. Chaque palier a une durée d'environ 24h (parfois exceptionnellement plus longue en raison du calendrier), et la compression à 140 kPa (80 kPa pour l'essai C3.1) est ensuite maintenue jusqu'en fin d'essai ;
- (3) la *phase régulière de suivi* de l'essai en fonction des fréquences de mesure déjà présentées au Tableau IV-1. Ainsi, la mesure des paramètres mécaniques, physiques et des quantités de biogaz est directement gérée par le PC de contrôle à une fréquence d'une mesure par seconde à une mesure toutes les 2 heures en fonction de la variation des paramètres. A l'inverse, les mesures de qualité de biogaz, de quantité et de qualité des lixiviats et de la teneur en eau sont réalisées manuellement au moins tous les 15 jours. Durant cette phase, des injections ponctuelles de lixiviats ont été réalisés sur les essais C1.1 et C3.1 ;
- (4) la *phase d'ouverture et d'excavation* des cellules, lorsque l'essai est arrêté, qui permet de réaliser un bilan en masse final de l'essai.

La Figure IV-7 récapitule ces différentes phases d'essais en fonction du temps pour un essai donné.

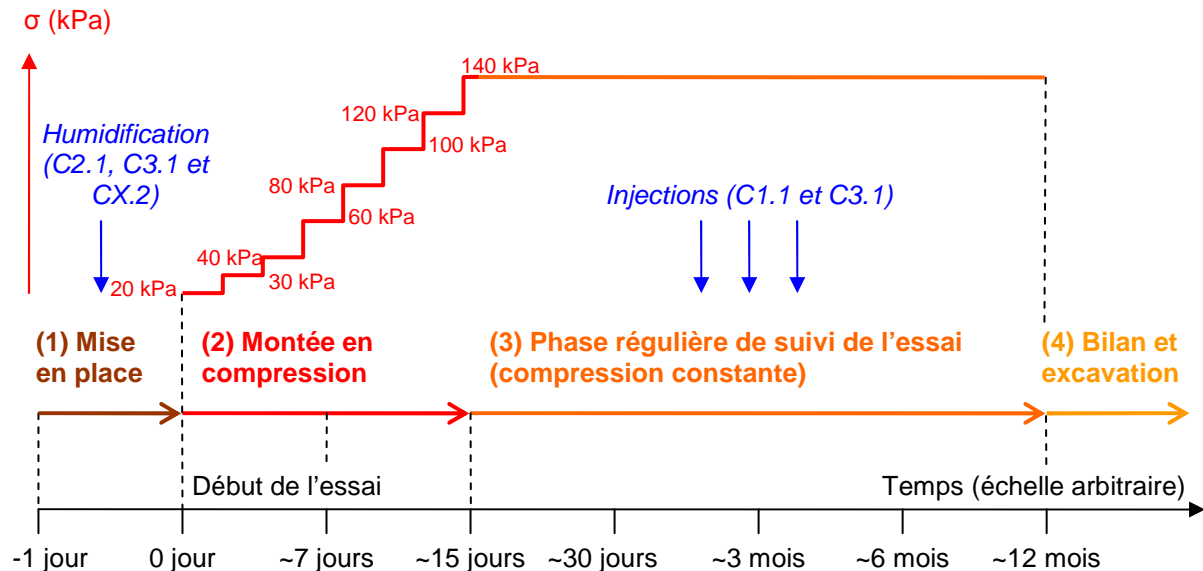


Figure IV-7 : séquençage des phases d'un essai sur une cellule CICLADE.

³² Le § V-2.1.2., consacré à l'étude de la compression primaire des essais CICLADE, reviendra plus en détail sur la mise en œuvre ainsi que le degré de compaction initial des déchets. Nous verrons que, si les conditions de mise en œuvre ont été très proches pour la plupart des essais, l'essai C3.1 a été compacté nettement moins que les autres, et l'essai C4.1 nettement plus que les autres essais CICLADE.

2. Suivi expérimental

Note : cette partie présente un suivi des données brièvement commenté. Toutefois, l'interprétation comparée des différentes mesures et les bilans globaux seront réalisés au § IV-3.

2.1. Suivi du biogaz et de la température

2.1.1. Suivi du biogaz sur les essais CX.1

Note : le suivi qualitatif du biogaz présenté n'inclut que le méthane CH_4 et le dioxyde de carbone CO_2 , qui représentent plus de 90% des gaz. Un suivi par type de gaz est donné en Annexe 3.

- Suivi qualitatif des gaz majeurs du biogaz sur les essais CX.1

Le suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les essais CX.1 est donné sur la Figure IV-8. Les évolutions sont assez différentes d'un essai à l'autre :

- les *concentrations de gaz atteintes au palier* varient : pour les essais C1.1 et C2.1, qui portent sur des OM, le rapport CH_4/CO_2 se stabilise entre 1.1 et 1.4. En revanche, l'essai C4.1 (biodéchets), qui a également atteint la méthanogénèse, se stabilise à un rapport CH_4/CO_2 de 1.0. Seul l'essai C3.1 (DIB) n'atteint pas la méthanogénèse stable, malgré une injection de lixiviats au jour 212, qui ne se traduit pas par un effet concret sur le biogaz ;
- les *durées avant méthanogénèse* varient : pour l'essai C1.1, la méthanogénèse ne démarre qu'après environ 355 jours, suite à une augmentation de température de régulation de la cellule (passée de 35°C à 45°C à $t = 200$ jours). Les essais C2.1 et C4.1 atteignent la méthanogénèse respectivement après 39 et 49 jours (avec pour critère $\text{CH}_4/\text{CO}_2 \geq 1$) ;
- on constate des *variations du rapport CH_4/CO_2* indiquant des compétitions entre différentes populations de micro-organismes, et notamment entre bactéries aérobies et anaérobies. Ce point sera discuté plus en détail au § IV-3.1.

- Suivi quantitatif du biogaz sur les essais CX.1

Le suivi de la quantité cumulée de biogaz produite Q_b pour les essais CX.1 est donné sur la Figure IV-9. On observe de façon assez compatible avec ce que l'on pouvait dire sur la composition du biogaz, trois comportements distincts :

- deux essais (C2.1 et C4.1) où le démarrage de la production de biogaz est relativement rapide, avec une stabilisation apparente de la production en 200 jours d'essai. Sur ces deux essais, on avait également noté un démarrage de la méthanogénèse en une cinquantaine de jours ;
- un essai (C1.1) avec un démarrage plus lent de la production de biogaz, avec une production très inférieure aux essais précités durant les 200 premiers jours d'essai, puis un démarrage avec une cinétique visiblement plus forte. Ce changement de comportement précède le changement de composition du biogaz d'une cinquantaine de jours, et il semble directement lié à l'augmentation de la température de consigne des spires chauffantes (passée de 35°C à 45°C), intervenue au jour 200 ;
- un essai (C3.1) n'enregistre quasiment pas de production de biogaz durant toute la durée d'essai, malgré une tentative d'injection de lixiviat âgé au jour 212.

Nous verrons dans l'étude des bilans (§ IV-3) ce que ces résultats signifient en terme d'expression du potentiel biométhane des déchets, en les comparant aux autres essais. Le croisement de ces résultats avec les autres résultats biochimiques permettra d'identifier les leviers principaux ayant joué un rôle au niveau de la biodégradation.

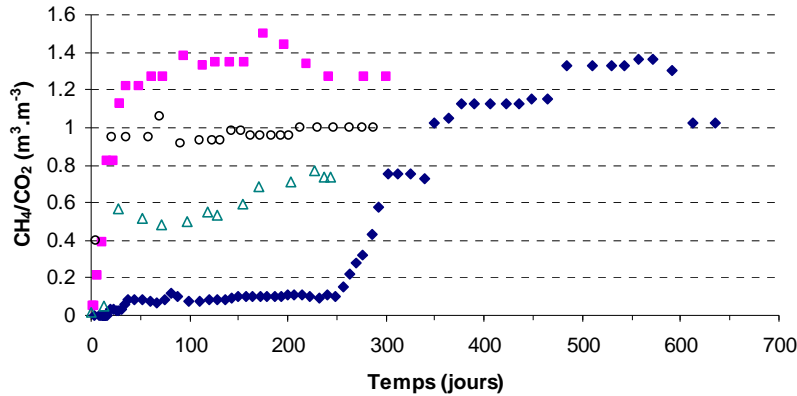


Figure IV-8 : suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les essais CX.1.

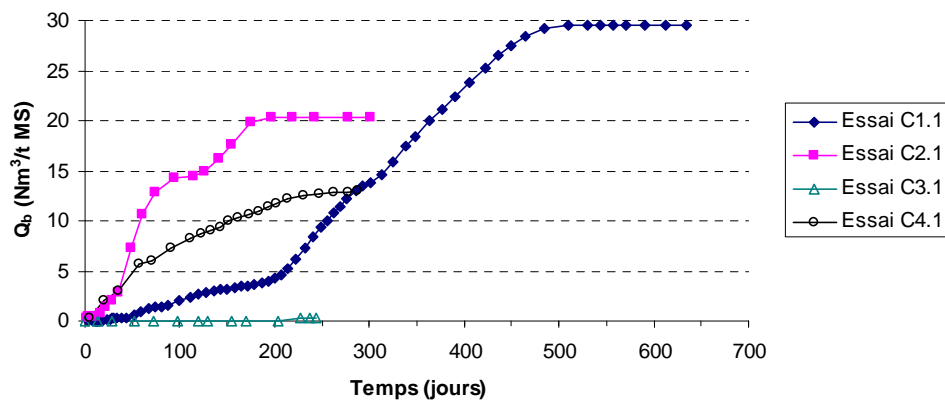


Figure IV-9 : suivi des quantités cumulées de biogaz produites pour les essais CX.1.

2.1.2. Suivi du biogaz sur les essais CX.2

• Suivi qualitatif des gaz majeurs du biogaz sur les essais CX.2

Le suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les essais CX.2 est donné sur la Figure IV-10. On peut noter que :

- les *concentrations de gaz atteintes à l'équilibre* sont plus homogènes pour la série CX.2 : les rapports CH_4/CO_2 stabilisés oscillent entre 1.4 et 1.7 quel que soit l'essai. Rappelons que la série d'essais a été réalisée sur des matériaux issus d'un même gisement initial. Les valeurs stabilisées sont plus fortes que sur les essais CX.1 ;
- les *durées avant méthanogénèse* varient en revanche nettement : très courtes pour C3.2 et C4.2 (moins de 30 jours pour que $\text{CH}_4/\text{CO}_2 \geq 1$), elles sont nettement plus longues pour C1.2 et C2.2, même si ce dernier est légèrement plus rapide à passer en méthanogénèse (190 jours – C2.2 – au lieu de 230 jours – C1.2) ;
- on constate des *variations du rapport CH_4/CO_2* tout comme sur les pilotes CX.1, et ici cette « instabilité » est surtout visible sur le pilote C2.2. Entre le jour 135 et le jour 190, le rapport CH_4/CO_2 pour ce pilote oscille fortement, avant de se stabiliser (Figure IV-10). Ceci peut s'expliquer par des « poches » méthanogénétiques qui se forment avant que les bactéries méthanogènes ne réussissent à coloniser tout le milieu. Notons que tous les pilotes atteignent une méthanogénèse stable ensuite.

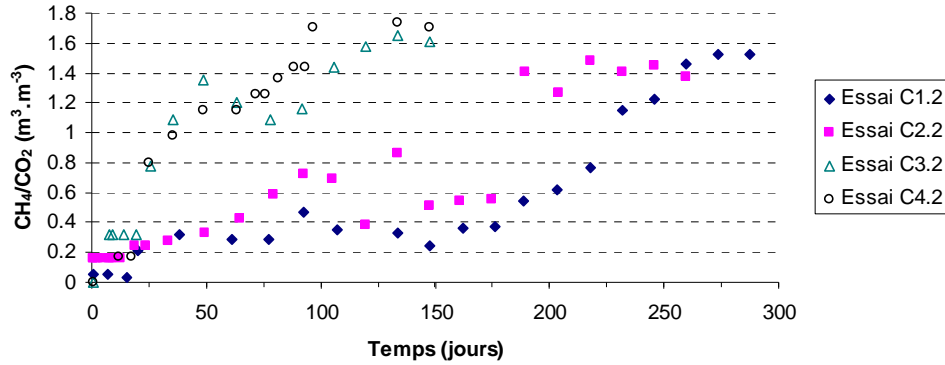


Figure IV-10 : suivi du rapport CH_4/CO_2 pour les essais CX.2.

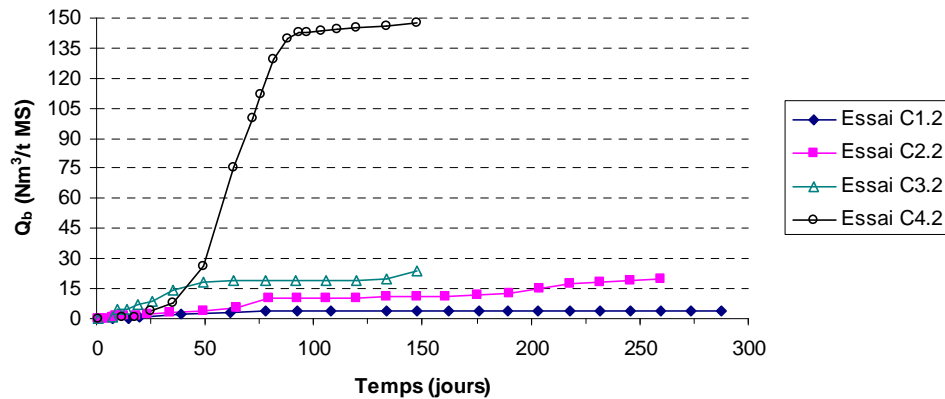


Figure IV-11 : suivi des quantités cumulées de biogaz produites pour les essais CX.2.

• Suivi quantitatif du biogaz sur les essais CX.2

Le suivi de la quantité cumulée de biogaz produite Q_b pour les essais CX.2 est donné sur la Figure IV-11. Les tendances sont assez proches de ce que l'on pouvait dire pour la qualité du biogaz, mais avec des nuances :

- les quatre essais ont eu un démarrage assez rapide, avec une production significative de biogaz dès les 25 premiers jours d'essai ;
- deux essais (C3.2 et C4.2) ont eu un démarrage nettement plus intense. Il s'agit des deux déchets prétraités. Toutefois, bien qu'il s'agisse de duplicats, l'évolution est très différente ici, avec une expression beaucoup plus marquée de la biodégradation sur l'essai C4.2. Cette différence entre les duplicats sera commentée plus loin (§ IV-3.). Ces données sont à interpréter avec précaution compte tenu du fait que les essais ne sont pas terminés ;
- deux essais (C1.2 et C2.2) ont un démarrage plus lent, et les cumuls de biogaz sont pour le moment inférieurs de près d'un ordre de grandeur aux essais sur déchets prétraités. Sur l'essai C2.2, on constate une légère reprise de la biodégradation au jour 160 environ. En revanche, pour l'essai C1.2 (déchet initial sans aucun prétraitement), la production de biogaz est très faible tout au long de l'essai. La qualité du biogaz produit (Figure IV-10) indique que cet essai n'atteint la méthanogénèse que très tardivement.

→ La modélisation des flux de biogaz sera réalisée ultérieurement (§ V-3.1.).

2.1.3. Suivi de la température interne sur les essais CX.2

Le suivi de la température interne T pour les essais CX.2 est donné sur la Figure IV-12. Pour rappel, la température interne n'a pas été suivie sur les essais CX.1 (Tableau IV-1 et Tableau IV-3). Les essais ont tous été réalisés avec chauffage de la spire chauffante dès le début de l'essai.

La température de consigne a été de 45°C pour tous les essais, sauf pour l'essai C1.1 où elle a été de 35°C pendant les 200 premiers jours de l'essai (§ IV-1.2.3.). Cet essai n'était toutefois pas équipé de thermocouples. La valeur de température « moyenne » présentée en Figure IV-12 correspond à la moyenne des deux valeurs de température renvoyées par les thermocouples.

Le suivi montre une température comprise constamment entre 30°C et 45°C, hormis quelques valeurs proches de 25°C sur C1.2 en raison d'un problème technique sur le chauffage. Le comportement étonnant de la température sur C2.2 entre les jours 150 et 200 n'a pas pu être expliqué, mais il correspond bien à une diminution temporaire de la température, puisque les deux thermocouples installés à des endroits différents du pilote montrent exactement la même tendance.

Les pilotes les plus actifs en terme de biodégradation – C3.2 et C4.2 – ne sont pas ceux qui montrent une température interne la plus élevée. Ceci pourrait provenir du fait que ces pilotes entrent tôt en méthanogénèse, alors que la dégradation aérobie (plus exothermique) a été réalisée en amont.

Toutefois, la différence n'est pas significative, et ces données ne montrent pas réellement l'influence de la température, car les conditions d'essai dans les CICLADÉ (une même température de consigne partout, sauf sur un essai où un changement a eu lieu en cours d'essai, mais sans mesure de la température interne) ne permettent pas de mettre en évidence clairement son rôle. Cependant, une température suffisante est sans doute une condition pour que la biodégradation soit bien exprimée, mais il ne s'agit pas ici du facteur limitant.

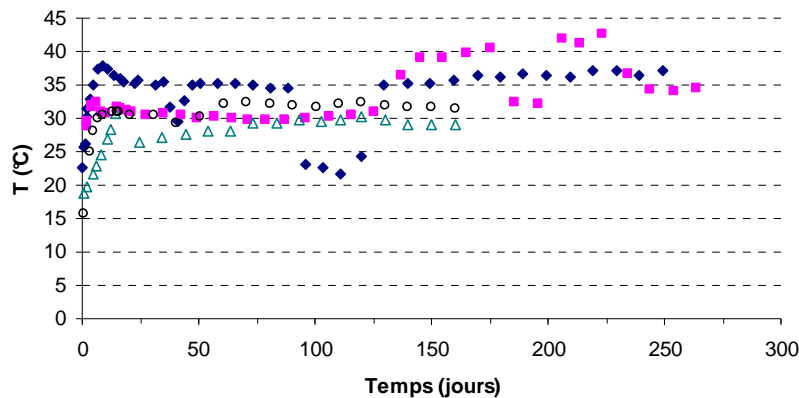


Figure IV-12 : suivi de la température interne pour les essais CX.2.

2.2. Suivi des lixiviats

2.2.1. Suivi des lixiviats sur les essais CX.1

Note : comme indiqué plus haut, le suivi complet de la qualité des lixiviats n'a été réalisé que sur CX.2. Le suivi de l'essai C1.1 n'est présenté que sur 300 jours, car aucune modification de comportement significative n'a été enregistrée par la suite. Le suivi quantitatif ne démarrant qu'après lancement des essais, les quantités initiales de lixiviats ajoutées ne sont pas indiquées sur les figures.

- Suivi qualitatif simple des lixiviats sur les essais CX.1

Le suivi du pH des lixiviats est présenté en Figure IV-13, et le suivi de la conductivité des lixiviats est présenté en Figure IV-14 pour les essais CX.1. Les trop faibles quantités de lixiviats n'ont pas permis de faire des analyses sur l'essai C4.1, non représenté. Au niveau du pH, on observe principalement deux comportements distincts :

- un essai avec des lixiviats à pH élevé ($\text{pH} \geq 7$) (C2.1) qui coïncide avec un démarrage rapide de la méthanogénèse et une production de biogaz soutenue dès le début (Figure IV-9). L'essai C3.1 montre également un pH assez élevé, en revanche, la production de gaz associée est quasi inexistante, ce qui peut s'expliquer par la faible dégradabilité du déchet (de type DIB) ;
- un essai avec des lixiviats à pH légèrement acide ($\text{pH} \approx 6$ tout au long de l'essai) (C1.1) pour lequel on a observé un démarrage beaucoup plus lent de la production de biogaz, et une arrivée tardive de la méthanogénèse.

Toutefois, ces résultats, notamment sur C1.1, doivent être nuancés, car les lixiviats recueillis en fond de cellule ne sont pas forcément représentatifs de l'état de dégradation dans la totalité de la cellule d'essai. En raison d'une compression importante (140 kPa), la perméabilité verticale aux fluides est nettement réduite, comme montré par Stoltz (2009). Il est donc tout à fait possible que le pH faible enregistré sur C1.1 ne soit représentatif que d'une zone inférieure de la cellule.

La conductivité des lixiviats est quant à elle relativement constante au cours de l'essai. Une tendance légère à la décroissance de cette dernière est enregistrée sur C2.1, qui va de pair avec l'augmentation du pH, ainsi qu'une forte expression de la biodégradation, ce qui paraît assez cohérent. A noter que l'augmentation de la conductivité pour l'essai C3.1 à partir du jour 225 environ est imputable directement à l'humidification par un lixiviat âgé commencée au jour 212 ($\sigma = 19.7 \text{ mS/cm}$).

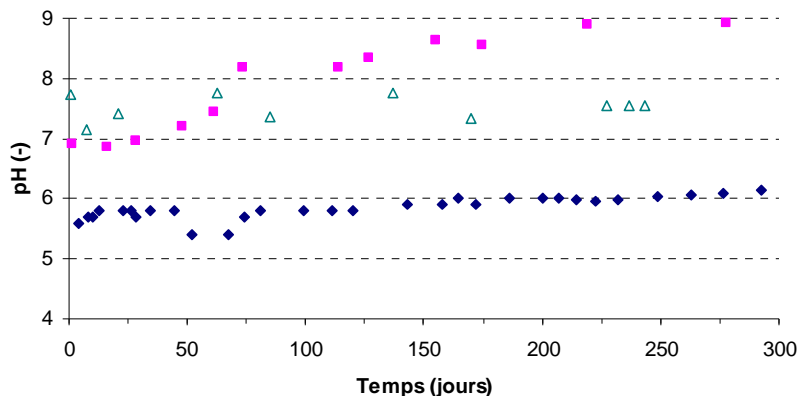


Figure IV-13 : suivi du pH des lixiviats pour les essais CX.1.

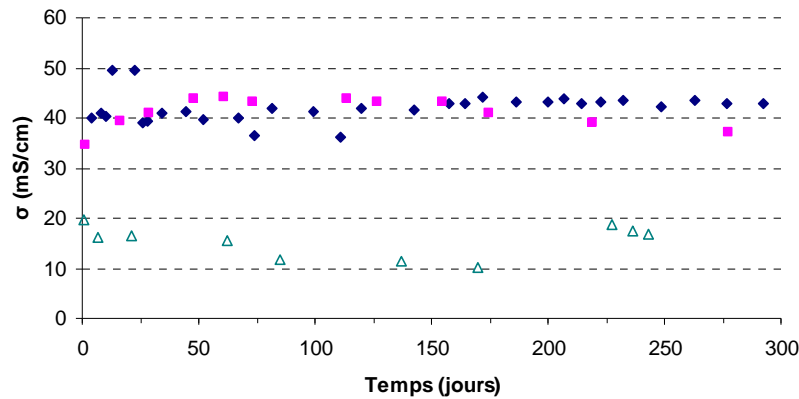


Figure IV-14 : suivi de la conductivité des lixiviats pour les essais CX.1.

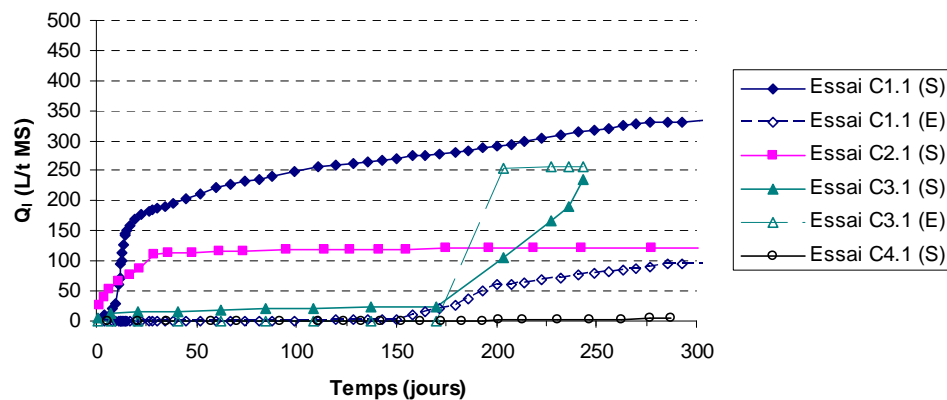


Figure IV-15 : suivi des quantités cumulées de lixiviats pour les essais CX.1. S : sorties, E : entrées.

- Suivi quantitatif des lixiviats sur les essais CX.1

Le suivi de la quantité cumulée de lixiviats produits (en sortie, S) ou ajoutés (en entrée, E) Q_l pour les essais CX.1 est présenté en Figure IV-15. Ces quantités sont très variables en fonction des essais : très important pour C1.1, le volume de lixiviats sortants est nettement plus faible pour C2.1, et quasi nul pour C3.1 et C4.1. L'essai C3.1 ne produit de lixiviats qu'après avoir été humidifié au jour 212, et sur cet essai la quantité injectée de lixiviats reste supérieure à la quantité drainée, indiquant une rétention importante d'humidité.

Ces quantités de lixiviats produites sont à relier bien évidemment à la teneur en eau initiale des déchets (Tableau IV-7), qui était très forte pour C1.1 ($w^0 = 50\%$). Toutefois, les autres essais ne se distinguaient pas initialement par leur teneur en eau, et l'on observe que le comportement de rétention de liquide n'est pas identique dans tous les cas. Ceci sera discuté ultérieurement (§ IV-3.1.). A noter que les quantités de lixiviats entrantes (E) après 300 jours sont nulles sur C1.1, et que les quantités de lixiviats sortantes (S) sont minimales (données non présentées). Sur C1.1, l'injection de lixiviats a donc réussi à légèrement augmenter la quantité de liquide dans le système (d'environ 20 L/t MS).

2.2.2. Suivi des lixiviats sur les essais CX.2

- Suivi qualitatif complet des lixiviats sur les essais CX.2

Les essais CX.2 ont fait l'objet d'un suivi plus détaillé des lixiviats, qui inclut le pH (Figure IV-16), la conductivité (Figure IV-17), mais aussi la DCO (Figure IV-18, en cumulé sur la Figure IV-19), l'azote

total (Figure IV-20, en cumulé sur la Figure IV-21) et l'ion ammonium (Figure IV-22, en cumulé sur la Figure IV-26). Ces trois paramètres ont été analysés périodiquement par le GRESE.

Au niveau du pH, on observe deux groupes de comportements distincts :

- les essais C3.2 et C4.2 (déchet prétraité) subissent une évolution assez comparable, avec un pH dépassant rapidement la neutralité, ($\text{pH} \geq 7$) qui coïncident (comme pour la série CX.1) avec des essais où la méthanogénèse est rapidement atteinte ;
- les essais C1.2 et C2.2 ont des pH inférieurs à la neutralité durant la plus grande partie du temps, sauf pour C2.2 où le pH remonte nettement après 150 jours d'essai, ce qui coïncide avec la montée du rapport CH_4/CO_2 (Figure IV-10). Ces évolutions parallèles seront données plus loin.

Au niveau de la conductivité, les essais C1.2 et C2.2 montrent la même absence de tendance nette que la série d'essais CX.1. En revanche, il est intéressant de noter que sur C3.2 et C4.2, on enregistre une baisse significative de la conductivité, qui atteint environ 30 mS/cm après 100 jours. Sur ces deux essais avec déchets prétraités, on observerait donc la tendance à long terme de baisse de la conductivité rapportée par la littérature (par exemple, Kjeldsen et al., 2002).

Concernant la demande chimique en oxygène instantanée (DCO) (Figure IV-18), on constate une tendance à l'augmentation sur les 200 premiers jours d'essai puis une baisse pour C1.2 et C2.2. Pour C3.2 et C4.2, les valeurs sont plus faibles et l'abatement de DCO intervient brusquement après 70 jours. La DCO est la plus forte sur le déchet frais sans ajout de mâchefers (C1.1), et est nettement moins forte sur les déchets prétraités (C3.2 et C4.2), ce qui est bien en accord avec la littérature (de Gioannis et al., 2009). Les valeurs restent très élevées par rapport à celles que l'on peut trouver dans un effluent urbain (0.4-1.0 g O_2/L selon Sadowski, 2002).

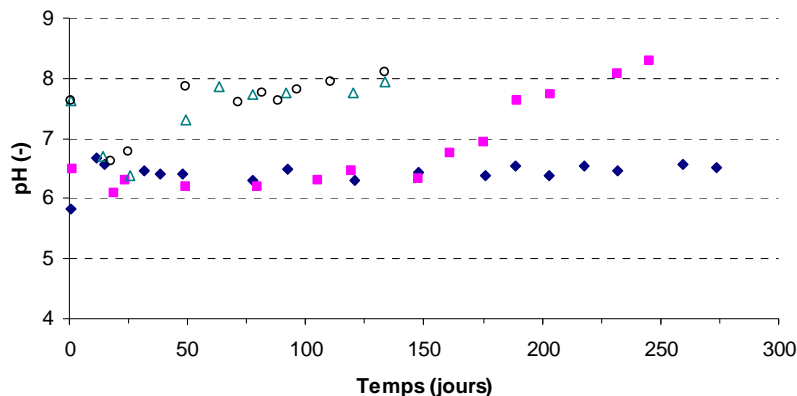


Figure IV-16 : suivi du pH des lixiviats pour les essais CX.2.

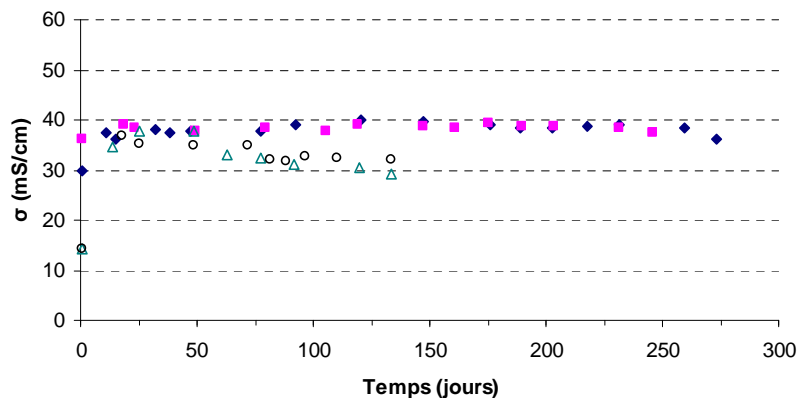


Figure IV-17 : suivi de la conductivité des lixiviats pour les essais CX.2.

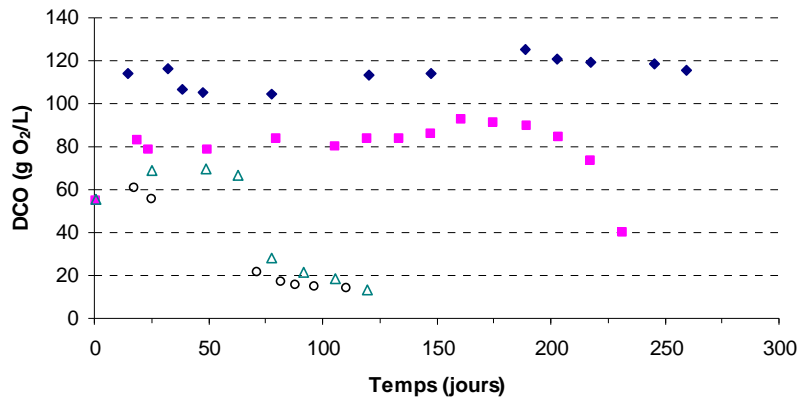


Figure IV-18 : suivi de la DCO (concentration instantanée) pour les essais CX.2.

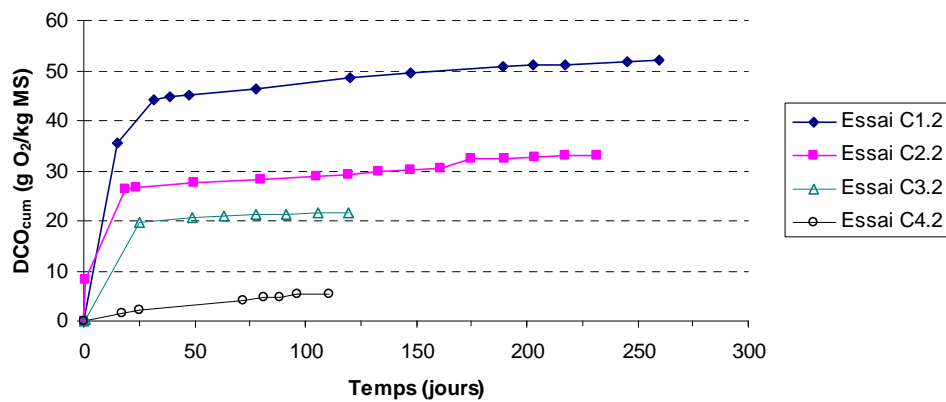


Figure IV-19 : suivi de la DCO (quantité cumulée) pour les essais CX.2.

Le suivi de la DCO exprimé en quantité cumulée ($\text{g O}_2/\text{kg MS}$) est présenté en Figure IV-19. Contrairement aux concentrations instantanées, le cumul de DCO permet de bien différencier les pilotes, et une différence notable apparaît entre C3.2 et C4.2. Ceci provient des quantités de lixiviats drainés nettement plus faible, mais surtout du fait que les concentrations instantanées fortes ont été relevées sur de faibles échantillons. Les essais C1.2, C2.2 et C3.2 montrent un lessivage important de DCO au début de l'essai, alors que pour C4.2 le lessivage n'a pas lieu. Toutefois, mis à part les 25 premiers jours d'essais, on constate que les « pentes » de DCO des quatre essais sont assez homogènes, indiquant une solubilisation de la matière organique dans de mêmes ordres de grandeur.

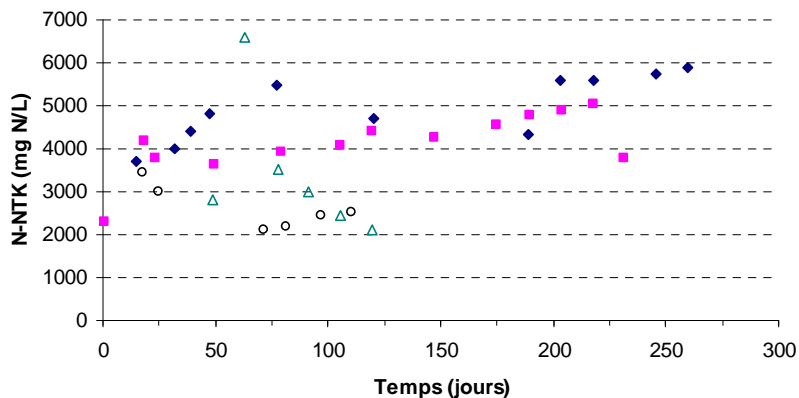


Figure IV-20 : suivi de l'azote total (concentration instantanée) pour les essais CX.2.

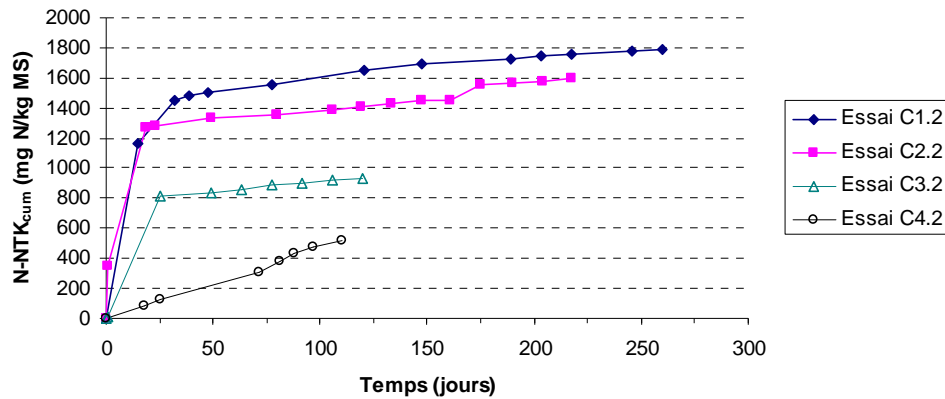


Figure IV-21 : suivi de l'azote total (quantité cumulée) pour les essais CX.2.

Le suivi de la concentration instantanée en azote total (N-NTK) (Figure IV-20) montre une augmentation assez généralisée durant les 25 à 50 premiers jours d'essai, avant une relative stabilisation. Les valeurs sont plus fortes sur C1.2 (déchet frais sans mâchefers) que sur les trois autres essais. Les déchets prétraités montrent en comparaison des teneurs en azote total plus faibles, ce qui est confirmé dans la littérature (de Gianninis et al., 2009), mais qui restent plus d'un ordre de grandeur au-dessus de celles d'un effluent urbain (40-100 mg/L selon Sadowski, 2002). Le suivi de l'azote total cumulé (g N/kg MS) (Figure IV-21) permet de constater comme pour la DCO cumulée l'influence de la faible quantité de lixiviats drainés sur C4.2. Les essais C1.2 et C2.2 présentent des cumuls d'azote total quasi identiques, et l'essai C4.2 tend à rattraper son duplicat, C3.2.

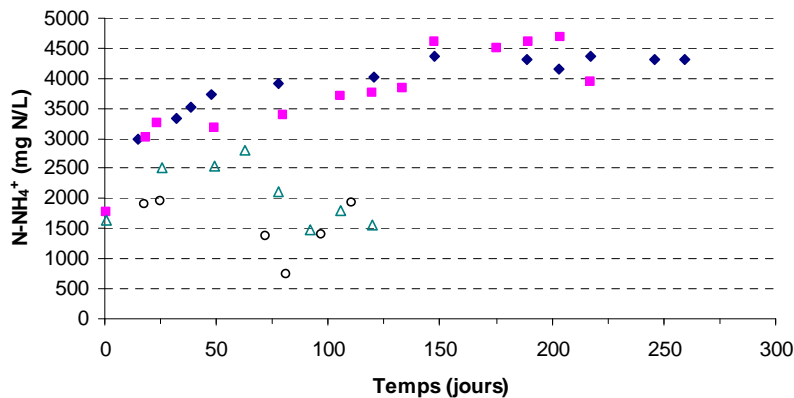


Figure IV-22 : suivi de l'ammonium (concentration instantanée) pour les essais CX.2.

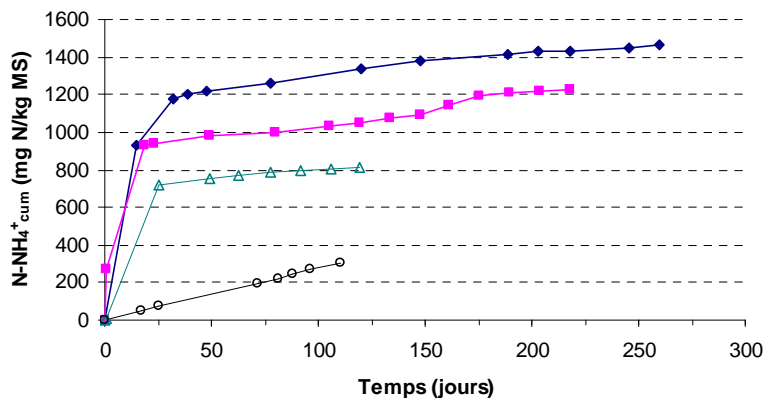


Figure IV-23 : suivi de l'ammonium (quantité cumulée) pour les essais CX.2.

Concernant enfin l'ammonium (N-NH_4^+) (Figure IV-22), sur les 150 premiers jours, on observe une tendance à la hausse sur C1.2 et C2.2, et ici aussi des valeurs inférieures pour les déchets prétraités. Il est, à ce stade, encore difficile de prédire une évolution, que seules des analyses en cours permettront de décrire. Concernant les cumuls d'ammonium (Figure IV-23), le déficit sur C4.2 est toujours bien présent, comme pour les autres paramètres. On pourra noter que l'essai sur déchet brut relargue le plus de pollution carbonée et azotée cumulée, et que les déchets prétraités, à l'inverse, montrent les pollutions cumulées les plus faibles pour ces polluants.

Ces paramètres seront analysés plus finement au § V-3.1., pour déterminer leur pertinence en tant qu'indicateurs potentiels de la biodégradation, et comparer ces valeurs par rapport à la littérature.

- Suivi quantitatif des lixiviats sur les essais CX.2

Le suivi de la quantité cumulée de lixiviats produits (en sortie, S) ou ajoutés (en entrée, E) Q_l pour les essais CX.2 est présenté en Figure IV-24.

Des quantités très importantes de lixiviats ont été recueillies pendant les 20 premiers jours, période qui correspond à la montée en compression et à un tassement important du déchet. Des drainages fréquents ont été réalisés afin d'éviter tout phénomène de surpression de liquide. On voit que la rétention d'eau au sein des déchets est un phénomène complexe, et que la condition d'un drainage gravitaire à chaque instant du déchet est difficile à garantir si la perméabilité du déchet est trop faible, ou s'il y a colmatage temporaire à l'entrée de la chambre aval de récupération de lixiviats. Cette hypothèse est privilégiée pour expliquer le comportement étonnant de l'essai C4.2. La quantité de lixiviats drainés sur cet essai tend tout de même à rejoindre un niveau plus élevé après un déblocage du drainage après 50 jours d'essai, sans être identique à celle de l'essai duplicat C3.2.

Les essais sur déchet non prétraité, C1.2 et C2.2, produisent des quantités de lixiviats très proches. Ceci laisse supposer que les propriétés hydriques au regard des transferts et de la rétention de liquide n'ont pas été influencées par l'ajout de mâchefers (C2.2). Le comportement hydrique sera analysé plus finement au § IV-3.1.

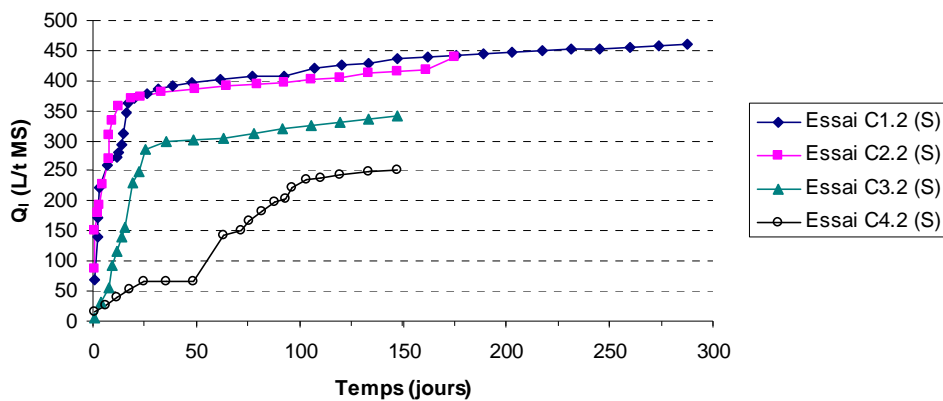


Figure IV-24 : suivi des quantités cumulées de lixiviats pour les essais CX.2. S : sorties (pas d'entrées).

2.3. Suivi de la masse volumique et de l'humidité

2.3.1. Suivi de la masse volumique et de l'humidité par bilan hydrique sur les essais CX.1

Note : seule la masse volumique sèche ρ_d est présentée ici, le suivi de la masse volumique humide ρ_h est donnée en Annexe 4. Les évolutions des deux masses volumiques sont analogues compte tenu de teneurs en eau massiques w' variant peu au cours de l'essai (pour rappel, $\rho_d/\rho_h = 1 - w'$). De plus, seule la teneur en eau volumique est présentée ici, la teneur en eau gravimétrique est donnée en Annexe 5. Le suivi des essais n'est présenté que sur 300 jours, car aucune modification de comportement significative n'a été enregistrée par la suite sur le seul essai plus long (C1.1).

- Suivi de la masse volumique sur les essais CX.1

Le suivi de la masse volumique sèche ρ_d des essais CX.1 est donné en Figure IV-25. Ces résultats se basent sur le bilan entrées-sorties de masse sèche, et le tassement pour le calcul du volume de cellule.

Les masses volumiques sèches grimpent à une valeur assez élevée en raison du tassement initial important sous charge croissante, puis leur augmentation se ralentit sur le long terme. De l'ordre de 0.5-0.8 t/m³, ces valeurs paraissent réalistes de conditions de sites (§ II-1.1.). Les masses volumiques humides des essais CX.1 sont comprises entre 0.8 et 1.2 t/m³ (Annexe 4), avec des variations en cours d'essai assez proches de celles observées pour ρ_d , et là aussi une tendance à une légère augmentation sous l'effet du tassement. Les pilotes à fortes densités humides sont aussi ceux où l'on retrouve une humidité volumique importante.

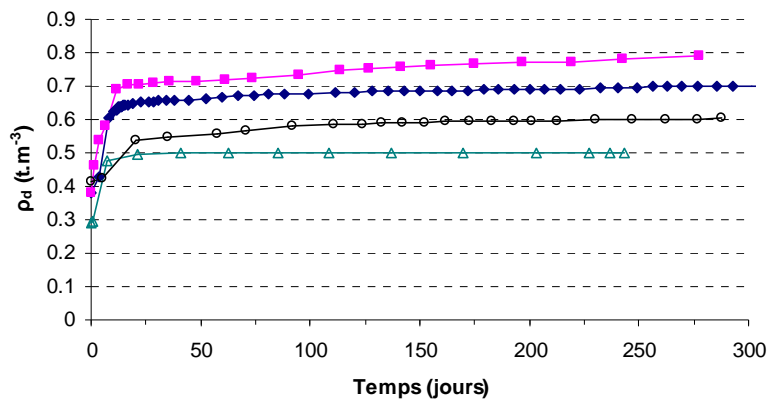


Figure IV-25 : suivi de la masse volumique sèche pour les essais CX.1.

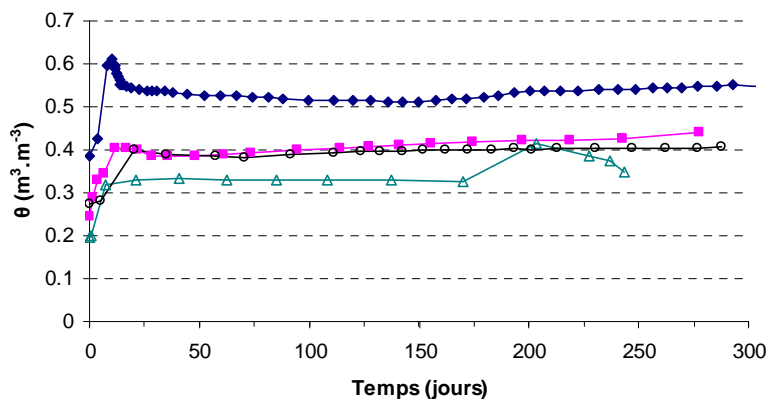


Figure IV-26 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique pour les essais CX.1.

- Suivi du bilan hydrique sur les essais CX.1

Le suivi de la teneur en eau volumique θ des essais CX.1 est donné en Figure IV-26. Ces résultats se basent sur le bilan entrées-sorties de liquides, et le tassement pour le calcul du volume de la cellule, puisque nous rappelons que θ augmente avec le tassement, à même teneur en eau massique.

On observe deux niveaux de teneur en eau distincts :

- des essais avec une teneur en eau de $0.30\text{-}0.40 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (C2.1, C2.2, C3.2) ;
- un essai avec une teneur en eau très forte, toujours supérieure à $0.50 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (C1.1).

Dans tous les cas, notons clairement l'influence de la montée en compression au cours des premiers jours de l'essai : du fait de la diminution du volume de la cellule, la teneur en eau volumique croît fortement. Après cette montée de la teneur en eau, on observe un drainage plus ou moins marqué de lixiviats (voir aussi Figure IV-15), puis une stabilisation de la teneur en eau, qui augmente très lentement avec le tassement à long terme. C'est notamment l'observation de ce bilan hydrique, en parallèle à une production de biogaz très faible, qui a motivé la tentative d'humidification sur C3.1, dont la teneur en eau était nettement inférieure à celle des autres essais durant les 200 premiers jours. Sur C3.1, on voit bien l'effet de l'injection, qui fait passer θ d'environ $0.32 \text{ m}^3/\text{m}^3$ à $0.40 \text{ m}^3/\text{m}^3$, avant qu'une part importante du lixiviat injecté ne soit drainée, et que la teneur en eau volumique ne revienne vers $0.30 \text{ m}^3/\text{m}^3$ environ.

Sur C1.1, on constate un pic de teneur en eau au cours de la compression primaire, puis une diminution de cette dernière suite à un drainage massif de lixiviats (Figure IV-26), mais ce pic est nettement moins marqué sur les autres essais, pourtant réalisés dans des conditions de drainage gravitaire identiques. L'influence de la compression initiale sur le relargage de lixiviats et la valeur asymptotique de θ sous compression constante seront discutées au § IV-3.1.

2.3.2. Suivi de la masse volumique et de l'humidité par bilan hydrique sur les essais CX.2

- Suivi de la masse volumique sur les essais CX.2

Le suivi de la masse volumique sèche ρ_d des essais CX.2 est donné en Figure IV-27, calculée de même manière que précédemment.

Pour cette seconde série d'essai, la gamme de masses volumiques sèches est légèrement plus élevée ($0.55\text{-}0.85 \text{ t/m}^3$). L'augmentation des masses volumiques est lente sur le long terme. L'essai C4.2 marque un comportement différent, avec un effet transitoire de baisse de ρ_d entre 50 et 100 jours. Il s'agit là de la période où l'on observe une perte de masse significative par biodégradation. Nous verrons plus loin (§ V-3.) que cette période est suivie par une période de tassement important.

Les effets des variations d'humidité se voient sur les valeurs de masses volumiques humides (Annexe 4), qui sont comprises entre 1.1 et 1.4 t/m^3 , et sont donc plus forte que pour la série d'essais CX.1.

- Suivi du bilan hydrique sur les essais CX.2

Le suivi de la teneur en eau volumique θ des essais CX.2 est donné en Figure IV-28 en appliquant la même méthode de bilan hydrique que précédemment.

On observe des teneurs en eau nettement plus fortes que sur la série CX.1, très proches de l'essai C1.1 (Figure IV-26), réalisé sur un déchet provenant du même gisement. Sur les deux séries d'essais, il semblerait qu'une humidité forte à la mise en place permette de maintenir ensuite une humidité élevée, mais des déchets nettement moins humides se stabiliseraient ensuite à des niveaux plus faibles, laissant donc supposer un rôle positif de l'humidification initiale pour la rétention ultérieure de celle-ci.

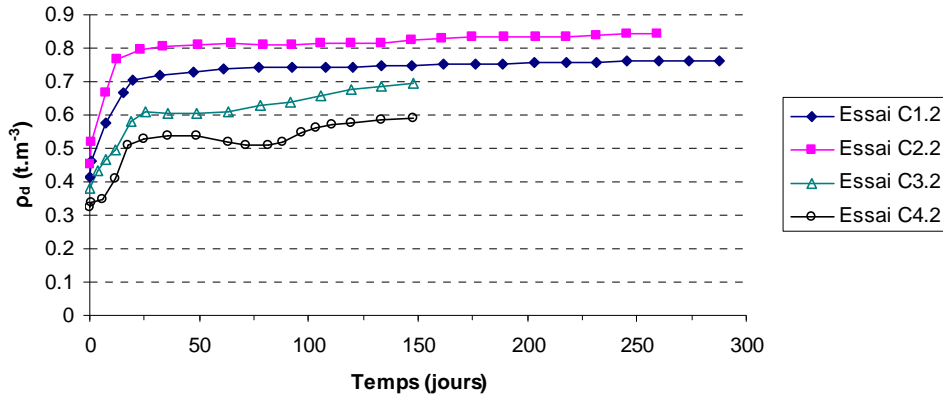


Figure IV-27 : suivi de la masse volumique sèche pour les essais CX.2.

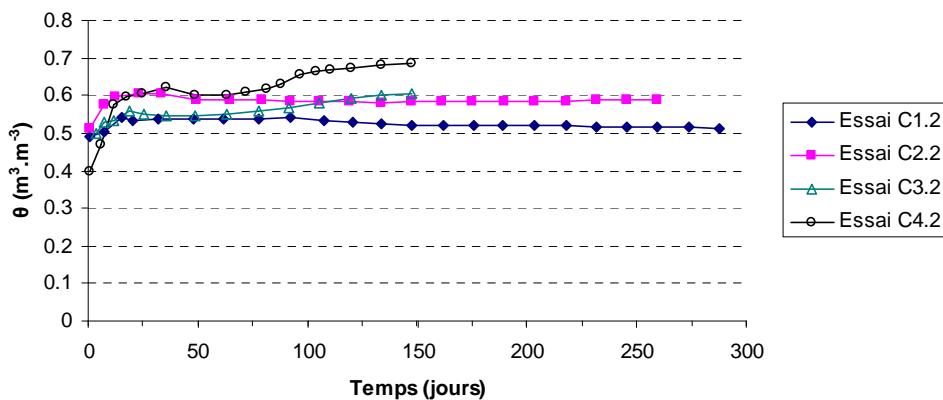


Figure IV-28 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique pour les essais CX.2.

L'effet de la compression initiale semble moins visible ici. L'une des raisons est que les teneurs en eau initiales θ^0 des essais CX.2 ($0.381\text{--}0.511\text{ m}^3/\text{m}^3$) étaient bien plus fortes que celles des essais CX.1 ($0.197\text{--}0.275\text{ m}^3/\text{m}^3$ en excluant C1.1 à $0.386\text{ m}^3/\text{m}^3$) (Tableau IV-7). A long terme, la teneur en eau diminue légèrement, contrairement aux essais CX.1. On peut supposer que c'est la très forte teneur en eau du milieu qui l'explique, le déchet étant à la limite de sa capacité de rétention sous compression. Comme pour la masse volumique sèche (Figure IV-27), la teneur en eau volumique subit une forme de « creux » entre les jours 50 et 100 : ceci s'explique par une diminution de l'humidité précédant un tassement important. En effet, nous avons vu (Figure IV-24) que des quantités très importantes de lixiviats ont été recueillies après le jour 50, alors que le tassement ne s'accélère nettement que vers les jours 60-70 (§ V-2 et § V-3).

2.3.3. Suivi de l'humidité par TDR sur les essais équipés de sondes

- Introduction et méthodologie de mesure de la teneur en eau

La théorie de la méthode TDR a été présentée en détail au § III-2.1. Sa calibration et sa validation à l'échelle du pilote ont été également présentées plus haut (§ III-2.1. et § III-3.1.). Les sondes TDR utilisées sont des sondes commerciales de type CS605 de Campbell Scientific, de longueur de tiges 30 cm, également présentées précédemment (Figure III-13). Elles ont été installées pour les essais C2.1 et CX.2, soit cinq essais au total.

La méthodologie de suivi de la teneur en eau se base sur les relations de calibration présentées au § III-2.1. Ainsi, contrairement à la démarche adoptée pour le suivi des essais en bioréacteurs du LGCIE (INSA de Lyon), les sondes n'ont pas été calibrées dans les CICLADE, mais à partir des données de calibration sur déchets A et B en cellule Alpha.

Ainsi, les relations correspondantes ont été directement utilisées (Equations IV-1 et IV-2) pour le suivi TDR sur les CICLADÉ :

- une fonction de calibration pour le déchet A en racine carrée (§ III-2.1. et Tableau III-6) :

$$\theta = 0.198 + 0.045 \cdot \sqrt{K} \quad \text{[IV-1]}$$

- une fonction de calibration pour le déchet B en racine carrée (§ III-2.1. et Tableau III-6) :

$$\theta = 0.031 + 0.079 \cdot \sqrt{K} \quad \text{[IV-2]}$$

Les Equations IV-1 et IV-2 ont été respectivement appliquées aux essais CX.2 et C2.1, les essais CX.2 ayant été réalisés avec un déchet initial très proche du déchet A. A titre de comparaison, les polynômes de 3^{ème} degré proposés par Topp et al. (1980) pour les sols et Staub et al. (2010a) pour les déchets ont également été appliqués (voir aussi § III-2.1.) (Equations IV-3 et IV-4) pour voir si les fonctions de calibration générales pouvaient être directement appliquées :

- la fonction de calibration générale d'ordre 3 de Topp et al. (1980) :

$$\theta = -0.053 + 0.0292 \cdot K - 0.00055 \cdot K^2 + 0.0000043 \cdot K^3 \quad \text{[IV-3]}$$

- la fonction de calibration générale d'ordre 3 de Staub et al. (2010a) :

$$\theta = 0.066 + 0.0301 \cdot K - 0.00085 \cdot K^2 + 0.0000094 \cdot K^3 \quad \text{[IV-4]}$$

Pour l'estimation de l'humidité globale de la cellule, les mesures des deux sondes ont été moyennées. L'exploitation spatiale des résultats n'est pas réalisée, contrairement au cas des pilotes LGCIÉ (INSA de Lyon) (§ III-3.1.), en raison de la présence de seulement deux sondes TDR, et de l'absence d'injection de fluide sur tous les essais suivis.

- Suivi du bilan hydrique sur les essais C2.1 et CX.2

Le suivi de l'humidité par sonde TDR est présenté en Figure IV-29 pour les essais C2.1, C1.2 et C2.2. La notation « G » désigne la mesure « globale » par bilan hydrique, « T » la mesure moyennée des deux sondes TDR (par souci d'homogénéité avec les notations du § III). Le suivi essai par essai avec toutes les fonctions de calibration précitées est donné en Annexe 6 pour une comparaison des performances de chaque équation de calibration sur les cinq essais instrumentés.

Les performances de suivi par sonde TDR en comparaison au bilan hydrique sont données dans le Tableau IV-8. Pour la plupart des essais, avec une nuance concernant C2.2 et C4.2, les fonctions de calibration en racine carrée donnent de bons résultats, qui permettent une estimation de θ à environ $0.02 \text{ m}^3/\text{m}^3$ près environ. L'essai C2.2 présente un comportement nettement différencié, avec une sous-estimation systématique de la teneur en eau par la mesure, sauf sur les deux derniers points (Figure IV-29).

Comme dans le cas des pilotes LGCIÉ, rappelons ici que l'« erreur » réalisée par rapport à la mesure globale par bilan hydrique peut aussi venir du mode différent de mesure, puisque l'on compare ici deux mesures locales à une mesure globale.

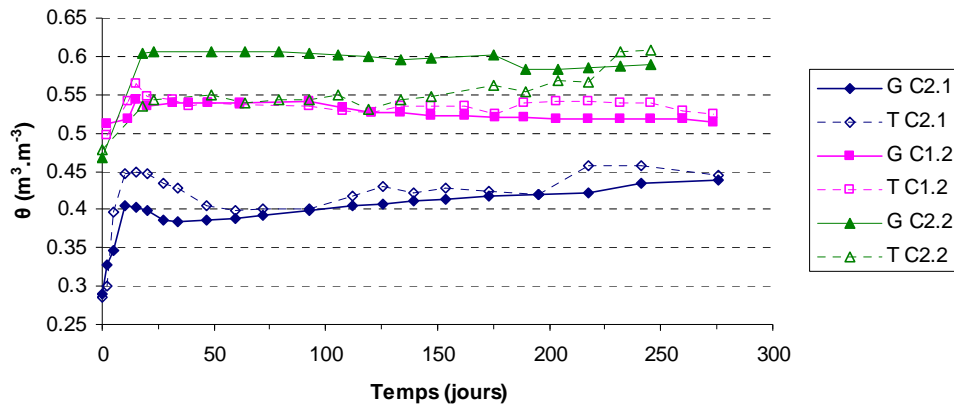


Figure IV-29 : suivi de la teneur en eau volumique moyenne par sonde TDR pour les essais C2.1, C1.2 et C2.2, avec les fonctions de calibration IV-1 et IV-2. G : mesure globale par bilan hydrique, T : mesure TDR.

Tableau IV-8 : résultats globaux obtenus en terme de suivi d'humidité sur les cellules CICLADE.

Cellule pilote	RMSE (m^3/m^3)	Erreur maximale (m^3/m^3)
C2.1	0.029	0.046
C1.2	0.014	0.022
C2.2	0.049	0.069
C3.2	0.027	0.021
C4.2	0.055	0.124

Sur C2.2, les deux sondes donnent des teneurs en eau plus faibles que la teneur en eau calculée par bilan hydrique, il ne s'agit donc a priori pas d'une différence liée à une hétérogénéité très locale autour de la sonde, sauf si les deux sondes étaient placées dans des zones « plus sèches que la moyenne ». Une explication pourrait être l'accumulation forte de liquides en fond de pilote, au-dessous des deux sondes, mais cette hypothèse ne peut être vérifiée en l'état. L'humidité aurait ensuite atteint fortement les sondes pour ce qui concerne les deux dernières mesures, où les sondes renvoient une réponse bien plus forte. Des phénomènes comparables avaient été diagnostiqués sur un pilote du LGCIE qui avait également subi une saturation puis un drainage de liquides (§ III-3.1.3. et Figure III-16), et où l'influence du volume de mesure avait été mise en évidence.

Les valeurs des RMSE sont comparables à celles obtenues pour le suivi TDR dans les pilotes bioréacteurs du LGCIE (INSA de Lyon) (§ III-3.1. et Tableau III-11). Les erreurs maximales sur la mesure de teneur en eau par sondes TDR sont légèrement plus faibles ici, probablement parce que les cinq pilotes CICLADE instrumentés ont eu des conditions d'humidification plus homogènes que les pilotes du LGCIE (humidification homogène initiale, contrairement à des régimes d'humidification très variés sur les pilotes du LGCIE).

Ainsi, le suivi du bilan hydrique par sondes TDR semble également prometteur sur les CICLADE. Notons la bonne résistance des sondes à la forte compression, puisqu'elles ont fonctionné jusqu'à la fin de l'essai C2.1 (seul essai instrumenté par TDR qui ait été excavé). Tout comme sur les pilotes du LGCIE, on peut espérer une mesure de θ à $0.02\text{-}0.05 \text{ m}^3/\text{m}^3$ près dans ces dispositifs large échelle de laboratoire, cette « erreur » étant fonction du type de sonde et du volume étudié.

Les fonctions de calibration globales proposées plus tôt (§ III-2.1., Equations IV-3 et IV-4) donnent des résultats plus médiocres (voir Annexe 6), sans doute en partie à cause des fortes teneurs en eau dans la cellule, qui sont à la limite de la gamme de validité de la calibration. Ceci rappelle donc qu'une utilisation précautionneuse et critique des fonctions de calibration doit toujours être réalisée.

3. Analyse des bilans et des résultats

Note : cette partie présente l'exploitation, le croisement et l'analyse des nombreuses données énoncées au § IV-2., disponibles grâce au dispositif expérimental de suivi complet qu'est la plateforme CICLADE. Dans un premier temps, la biodégradation et les paramètres d'essais sont analysés (point de vue majoritairement *qualitatif*), puis les bilans matières et l'expression de la biodégradation pour chaque pilote seront discutés (point de vue *quantitatif*).

3.1. Analyse de la biodégradation et des paramètres d'essai

3.1.1. Analyse de la biodégradation en fonction des conditions d'essai

Les rapports CH_4/CO_2 du biogaz ont été présentés en Figure IV-8 (essais CX.1) et Figure IV-10 (essais CX.2). Le Tableau IV-13 donne :

- la durée avant le début de la production de biogaz (t_{bio}^{33}) ;
- la durée avant la méthanogénèse ($t_{mét}$, calculée pour l'atteinte de $\text{CH}_4/\text{CO}_2 \geq 1$) ;
- le ratio de production de biogaz pendant la méthanogénèse par rapport à la production finale ($Q_b^{mét}/Q_b^{fin}$) ;
- le ratio CH_4/CO_2 stabilisé à la méthanogénèse ($\text{CH}_4/\text{CO}_2^{mét}$) ;
- le ratio CH_4/CO_2 moyen sur la totalité de l'essai ($\text{CH}_4/\text{CO}_2^{moy}$)

pour chacun des essais³⁴. Les différents points marquants sont mis en exergue dans les sections suivantes.

Tableau IV-9 : données liées à la biodégradation pour les essais CX.1 et CX.2.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
t_{bio} (jours)	200	35	-	0	0	0	10	25
$t_{mét}$ (jours)	355	39	-	49	230	190	42	42
$Q_b^{mét}/Q_b^{fin}$ (%)	0.38	0.86	-	0.66	0.01*	0.36*	0.39*	0.95*
$\text{CH}_4/\text{CO}_2^{mét}$ (m^3/m^3)	1.25	1.35	-	1.05	1.50	1.45	1.60	1.65
$\text{CH}_4/\text{CO}_2^{moy}$ (m^3/m^3)	0.49	1.22	0.68	0.93	0.25*	0.73*	0.74*	1.19*

*résultats provisoire, essai non finalisé ; - méthanogénèse non atteinte

³³ Les valeurs de t_{bio} correspondent ici aux dates où une production significative de biogaz est enregistrée. Elles ne correspondent pas nécessairement exactement aux valeurs de t_{0B} utilisées par le modèle EPA pour la production de biogaz données au V-3.1. en raison de l'expression analytique du modèle de biogaz.

³⁴ Sauf pour C3.1, qui n'a pas atteint la méthanogénèse.

- Analyse de la rapidité de la production de biogaz et de la méthanogénèse

Pour tous les essais, on constate que $t_{bio} < t_{mét}$: la production de biogaz s'initie logiquement avant l'atteinte de la méthanogénèse stable. Toutefois, la phase de latence ($t_{mét}-t_{bio}$) peut varier : de moins de 30 jours sur des OM préaérées (C2.1, C3.2 et C4.2), elle peut passer à plus de 150 jours sur des OM fraîches (C1.1, C1.2 et C2.2). Les durées avant méthanogénèse sont très proches pour les trois déchets « préaérés »³⁵ (C2.1, C3.2 et C4.2). Il y a donc un effet majeur de la *préaération* sur le démarrage de la méthanogénèse.

Globalement, la méthanogénèse démarre après un court temps de latence (faible $t_{mét}$, voir Tableau IV-9), sauf pour l'essai C1.1 qui demeure « bloqué » près d'un an avant la méthanogénèse, et dans une moindre mesure les essais C1.2 et C2.2 :

- l'essai C1.1 pourrait typiquement refléter un cas où l'humidité très forte dans un milieu encore relativement acide a concouru à la formation d'AGV inhibiteurs de la méthanogénèse, comme indiqué par exemple par Townsend et al. (1996). Nous ne disposons pas d'analyses sur les AGV pouvant étayer cette hypothèse, qui est toutefois probable à cause des pH acides relevés ;
- l'ajout de mâchefers (C2.2) semble apporter un léger bénéfice puisque, à partir du même déchet initial, il permet d'accélérer légèrement l'arrivée de la méthanogénèse. Cet effet est cependant nettement moins marqué que le prétraitement aérobie.

La production de biogaz avant la méthanogénèse (entre t_{bio} et $t_{mét}$) varie beaucoup d'un pilote à l'autre :

- elle représente souvent plus de 50% de la production totale de biogaz ($Q_b^{mét}/Q_b^{fin} \leq 0.50$), comme sur C1.1, C1.2, C2.2 et C3.2. On peut s'étonner du résultat pour C3.2, puisque l'entrée en méthanogénèse avait pourtant été très rapide, mais ce pilote n'a probablement pas atteint l'expression complète de sa biodégradation, encore en cours ;
- en revanche, sur C2.1, C4.1 et C4.2, elle est minoritaire ($Q_b^{mét}/Q_b^{fin} \geq 0.50$). Ces trois pilotes sont ceux sur lesquels l'arrivée de la méthanogénèse a été très rapide ;

- Analyse des rapports CH_4/CO_2 durant la méthanogénèse et globaux

On constate que :

- la plupart des déchets de type OM ont un rapport $CH_4/CO_2^{mét}$ supérieur à 1.2, représentatif d'une méthanogénèse stable (Reinhart et Townsend, 1997). Ce rapport est plus faible pour les biodéchets (déchet C, 1.05). Représentatif des réactions biochimiques à l'équilibre, ces variations entre essais indiquent bien que les réactions biochimiques, et sans doute les populations de micro-organismes, ne sont pas strictement identiques en fonction du type de déchet. Ainsi, la série CX.2 a généralement des valeurs plus élevées, et les déchets prétraités sont ceux où la proportion de méthane est la plus forte. Le rapport CH_4/CO_2 semble être *représentatif du type de déchet testé*. Comparé aux rapports CH_4/CO_2 obtenus en cellule Alpha (§ II-3.1.2.), on obtient une valeur légèrement plus élevée sur le déchet A, mais une valeur stabilisée identique pour le biodéchet C ;
- sur la totalité de l'essai, on constate une proportion forte de CH_4 sur les essais avec OM préaérées et avec ajout de mâchefers (C2.1, C2.2, C3.2 et C4.2) ($CH_4/CO_2^{moy} \geq 0.70$). Sur les OM brutes en revanche, ce rapport est inférieur à 0.50 (C1.1 et C1.2). On constate donc un effet majeur du *prétraitement aérobie* et dans une moindre mesure de *l'ajout de mâchefers* sur la production de méthane.

³⁵ Au sens industriel du terme, seuls C3.2 et C4.2 ont été prétraités, C2.1 n'ayant été qu'aéré passivement.

- Analyse des fluctuations du rapport CH_4/CO_2 en cours d'essai

On avait constaté sur certains essais des oscillations du rapport CH_4/CO_2 (Figure IV-8 et Figure IV-10). La méthanogénèse est plus stable pour les essais C2.1, C4.1, C3.2 et C4.2 où l'installation des populations microbiennes a été nette et rapide. Des phases transitoires dues à une instabilité microbiologique ont également été reportées notamment par Olivier (2003). Ces fluctuations sont vraisemblablement liées à des difficultés d'acclimatation des micro-organismes méthanogènes en présence d'AGV inhibiteurs, si les bactéries acétogènes ne parviennent pas à dégrader assez rapidement les produits de l'acidogénèse (RECORD, 2002 ; Valencia et al., 2009). Ces fluctuations du rapport sont absentes pour tous les essais préaérés.

A propos des fluctuations, il n'est toutefois pas à exclure qu'elles soient également liées à une hétérogénéité de comportement biochimique du déchet à cette échelle intermédiaire étudiée. En effet, à l'échelle du pilote de 1 m³, qui constitue l'une des originalités des CICLADE, on peut observer différentes zones de biodégradation, qui pourraient notamment amorcer la méthanogénèse à différents instants. Cet effet reste toutefois impossible à prouver de façon concrète, comme on peut le faire sur des sites lorsque plusieurs points de mesure sont disponibles dans une même alvéole.

On peut comparer ces résultats sur la biodégradation à ceux d'autres dispositifs expérimentaux :

- dans la cellule C4DC (§ 2.1.), Olivier (2003) obtient par exemple une méthanogénèse stable à partir de 200 jours environ (après ajout d'une solution basique). Les conditions d'essai et la taille d'échantillon sont très proches des CICLADE. Le rapport CH_4/CO_2 reste ensuite constamment à 1.25 ;
- dans des colonnes bioréacteurs étudiées par François et al. (2007), de 100 L de volume, des ratios CH_4/CO_2 de 0.9 à 1.1 sont obtenus en fin d'essai, pour différents âges de déchets, et la méthanogénèse est atteinte après environ 125 jours pour différents pilotes, qu'il y ait injection de lixiviats ou non. Les ratios $Q_b^{m\acute{e}t}/Q_b^{f\acute{i}n}$ sont faibles : seulement de 10% à 30% du biogaz produit l'est durant la méthanogénèse, ce qui est même plus faible que sur les essais CICLADE ;
- dans des pilotes bioréacteurs étudiés par Valencia et al. (2009), de 710 L de volume, c'est le passage du pH à des valeurs supérieures à 7 qui fait passer très rapidement le rapport CH_4/CO_2 au-dessus de 1 environ 150 jours après le début de l'essai ;
- dans les pilotes bioréacteurs du LGCIE (INSA de Lyon) (§ 2.1.), Benbelkacem et al. (2010) obtiennent une méthanogénèse stable à partir de 50 à 150 jours environ. Ces pilotes ont subi des humidifications bien plus importantes que les CICLADE, ainsi qu'une pré-aération.

- Effet des conditions thermiques

Seul l'essai C1.1 a subi une modification de la température de consigne. Le passage de 35°C à 45°C en température de régulation à 200 jours a eu un effet majeur sur les autres paramètres de la dégradation (rapport CH_4/CO_2 , Q_b : Figure IV-37, mais aussi sur le pH : Figure IV-36). Avant cette modification de consigne en température, des injections de lixiviats ont été également réalisées, si bien qu'il s'agit sans doute d'un effet combiné, mais l'augmentation assez brusque des volumes cumulés (Q_b) intervenant environ 24h après la modification de la température de consigne, la température semble « déclencheur » de l'activation de la biodégradation pour cet essai.

Les autres essais CICLADE n'ont pas permis de mettre en évidence cet effet, mais il semble assez clair d'après la littérature que ce paramètre est très lié à la biodégradation (§ II-1.3.).

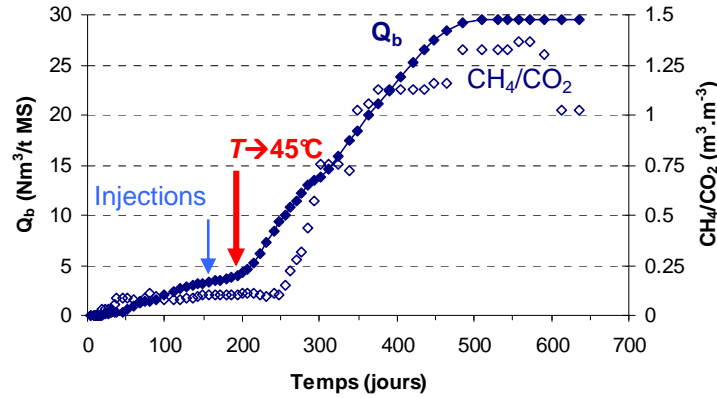


Figure IV-30 : suivi comparatif du cumul de biogaz et du ratio CH_4/CO_2 pour l'essai C1.1.

- Effet des conditions d'humidification

Hormis pour les essais C2.1 et C4.1, tous les déchets ont été humidifiés au préalable (Tableau IV-7) ou durant les essais. Comme nous l'avons vu, les teneurs en eau volumiques ont généralement été fortes tout au long de l'essai, comprises entre 0.30 et 0.60 m^3/m^3 (ou 0.35 à 0.55 kg/kg en teneur en eau massique w'). Il s'agit de teneurs en eau plus élevées que celles généralement trouvées in situ (§ II-1.1., globalement, $0.10 < w' < 0.50$ kg/kg pour des déchets in situ).

Le Tableau IV-10 récapitule les valeurs de teneurs en eau stabilisées ($\theta(t_{fin})$ et $w'(t_{fin})$), ainsi que la production finale de biogaz (Q_b^{fin}) pour les huit essais. Malheureusement, pour la série CX.2, un certain nombre de données sont encore incomplètes. On peut néanmoins en tirer que :

- pour la série des essais CX.1, il semble y avoir une assez bonne tendance linéaire entre $\theta(t_{fin})$ et Q_b^{fin} ($R^2(\text{CX.1}) = 0.97$) ;
- pour la série des essais CX.2, sur laquelle les données sont encore incomplètes, la tendance reste forte ($R^2(\text{CX.2}) = 0.99$ sans C4.2, mais $R^2(\text{CX.2}) = 0.82$ avec C4.2).

Cependant, si l'on étudie la tendance sur la totalité des huit essais, la tendance linéaire est nettement moins marquée ($R^2(\text{CX.X}) = 0.43$). Compte tenu de données manquantes sur la seconde série d'essais, et d'un écart entre C3.2 et C4.2 en terme de production de gaz, cette tendance semble déjà remarquable. Ainsi, le rôle de la teneur en eau sur la biodégradation (§ II-1.3.) paraît assez bien illustré ici, surtout sur la série CX.1. Les ajouts initiaux de lixiviats, qui ont contribué à ces teneurs en eau assez fortes, ont été bénéfiques.

Tableau IV-10 : humidité moyenne en cours d'essai et production de biogaz.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
$\theta(t_{fin})$ (m^3/m^3)	0.541	0.439	0.328 ³⁶	0.406	0.518	0.583	0.605	0.686
$w'(t_{fin})$ (m^3/m^3)	0.440	0.358	0.400	0.410	0.405	0.411	0.465	0.538
Q_b^{fin} ($\text{Nm}^3/\text{t MS}$)	29.6	20.3	0.33	13.0	4.3*	20.2*	23.6*	147.3*

*résultat provisoire, essai non finalisé

³⁶ Valeurs de $\theta(t_{fin})$ et de $w'(t_{fin})$ prises avant injection de lixiviats, car les mesures après injection n'ont pas été suffisamment prolongées pour atteindre un nouvel équilibre.

Il convient pour finir d'observer de plus près l'effet des injections de lixiviats sur C1.1 et C3.1 :

- pour ce qui est de l'essai C1.1, la Figure IV-30 a montré plus haut le moment du début de la campagne, le ratio CH_4/CO_2 et les volumes cumulés de gaz. On constate un probable effet de cette injection (34 L au total), toutefois indissociable de l'augmentation de la consigne de température extérieure. Cette campagne d'injection a cependant contribué à augmenter θ efficacement ;
- sur l'essai C3.1, l'injection (60 L au total) n'a pas eu d'effet notable, la production de biogaz restant quasi nulle tout au long de l'essai (Figure IV-9). La faiblesse de celle-ci s'explique surtout en raison du substrat (déchet de type DIB), mais probablement aussi en raison d'une teneur en eau faible.

Sur C1.1, le débit moyen d'injection a été d'environ 0.7 L/t MS/jour durant 137 jours (soit 0.38 L/t MH/jour). Ce débit est « faible » comparé à des taux d'injection dans des pilotes (Benbelkacem et al., 2010 : 2-8 L/t MS/jour, voir § III-3.1. ; François et al., 2007 : 8-19 L/t MH/jour ; Oliver et Gourc, 2007 : 0.8-6.8 L/t MH/jour), mais est dans la gamme de ce qui est généralement fait sur site (FNADE-Ademe, 2007 : 0.1-1.5 L/t MH/jour).

N'oublions pas également que le lixiviat injecté sur C1.1, à pH = 6.9, n'est pas, d'un point de vue biochimique, « idéal » pour la biodégradation. Il s'agit d'un pH certes pratiquement neutre, mais il est généralement conseillé d'utiliser des lixiviats âgés pour favoriser l'émergence des populations de bactéries méthanogènes.

Bien que le fait d'injecter du lixiviat apporte, en plus de l'humidité, des nutriments et de l'ensemencement, un effet bénéfique dû à la percolation en soi (Rouez, 2008). Par ailleurs, la diffusion du lixiviat injecté dans le milieu n'est probablement pas homogène.

Ces effets proviennent du fort compactage du déchet, simulé à une profondeur de 15 m. D'un point de vue technique, la campagne d'injection sur C1.1 a été stoppée après 137 jours en raison de l'impossibilité d'injecter dans le milieu (percolation impossible en raison d'un refoulement vers le haut), ce qui nous a amené à considérer une injection par le bas de la cellule pour l'essai C3.1, en « saturant » du mieux possible le milieu durant 7 jours.

• Analyse comparée des deux essais dupliqués

Comme annoncé plus haut, les essais C3.2 et C4.2 sont des duplicats, lancés dans des conditions équivalentes, et avec un maintien de conditions proches en cours d'essai. Revenons sur les différents paramètres étudiés plus haut :

- en terme de *qualité du biogaz*, les deux essais montrent une évolution très similaire (Figure IV-31);
- en revanche, l'évolution est très différente en terme de *quantité de biogaz* produit (Figure IV-31). La production cumulée à 150 jours environ est 7 fois supérieure pour C4.2. Notons toutefois que les essais ne sont pas terminés ;
- la *qualité des lixiviats* de C3.2 et C4.2 est quasiment identique, quel que soit le paramètre (pH, conductivité, DCO, N-NTK, N-NH_4^+ , voir Figure IV-16 à Figure IV-22 plus haut) ;
- la *quantité de lixiviats* produits est pour le moment inférieure sur C4.2 (Figure IV-24), ce qui se traduit notamment par une humidité plus forte sur cette cellule (Figure IV-28).

D'autres paramètres, comme l'évolution de la température (Figure IV-12) ou la masse volumique sèche (Figure IV-27), ne permettent pas de dissocier les deux essais. Il en va par ailleurs de même des caractéristiques de compressibilité primaire, présentées au § V-2.1. La compressibilité secondaire, elle-même fonction de l'humidité et de la biodégradation, comme nous le verrons plus loin, s'avère toutefois différente pour les deux essais (§ V-2 et § V-3).

On peut donc conclure concernant ces essais dupliqués :

- que les indicateurs biochimiques *qualitatifs* ne permettent pas de dissocier ces essais, ce qui confirme la similitude des substrats ainsi que des conditions de lancement d'essai ;
- que les conditions de *teneur en eau* sont très différentes d'un essai à l'autre, en raison, comme l'analyse du comportement hydrique tendra à le montrer, d'un « blocage » du drainage gravitaire sur l'essai C4.2, occasionné par un colmatage. Les teneurs en eau des deux pilotes tendent à se rapprocher toutefois en raison d'un drainage important de lixiviats sur C4.2 qui fait suite à cette période de colmatage ;
- la différence très importante dans la *production de biogaz* pourrait être liée à cette différence d'humidité. Toutefois, la biodégradation n'est probablement pas terminée sur C3.2, qui pourrait rattraper C4.2 comme tend à l'indiquer une augmentation de la production de biogaz après le jour 150.

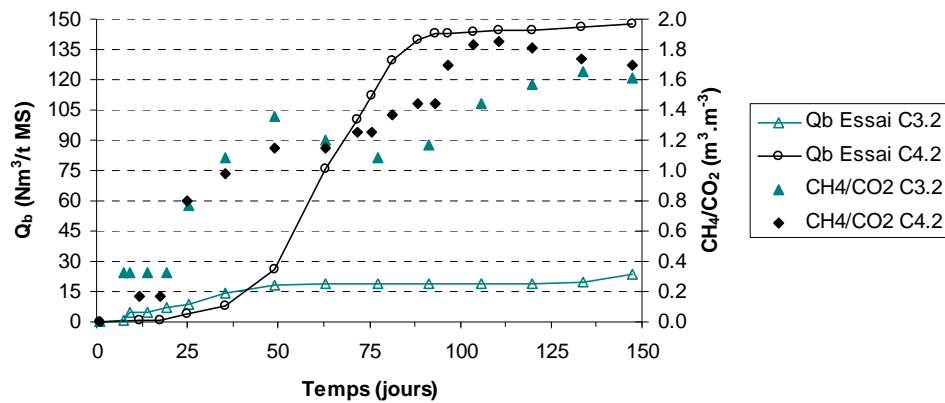


Figure IV-31 : suivi comparatif du cumul de biogaz et du ratio CH_4/CO_2 pour les essais C3.2 et C4.2.

3.1.2. Analyse des indicateurs de la biodégradation

• Effet du pH sur la biodégradation : le pH, un indicateur pertinent ?

Les conditions initiales de l'essai et surtout l'acidité du milieu semblent donc ici déterminantes pour expliquer le passage en méthanogénèse. Pour voir cet effet, la Figure IV-32 présente l'évolution du rapport CH_4/CO_2 et le pH pour quelques pilotes. Sur trois des quatre pilotes présentés, les changements de composition dans le gaz sont très bien corrélés avec la montée du pH, notamment dès que celui-ci dépasse 7.

Le pH semble un bon indicateur pour prédire la qualité du biogaz, et, tout comme décrit par Valencia et al. (2009), il semble qu'ici aussi on ait une composition du gaz qui change dès que le pH dépasse la neutralité. Cependant, sur C1.2, les oscillations dans le rapport CH_4/CO_2 correspondent à la période où le pH est inférieur à 7, mais la composition du gaz indique une méthanogénèse après 200 jours, malgré un pH faible.

Pour C3.2 et C4.2 (non présentée ici, mais en Figure IV-16 plus haut), la remontée du pH en moins de 50 jours est plus rapide que sur tous les autres essais sur OM, indiquant un effet décisif du prétraitement. L'essai C2.1, aéré passivement, voit son pH changer en un peu moins de 100 jours, ce qui démontre là aussi un effet positif. L'effet d'un *prétraitement aérobie*, en plus d'être net sur la qualité et la quantité de gaz produit est net sur le pH. Ainsi, la pré-aération a pu jouer un rôle déterminant dans la limitation de la production d'acides gras volatils (AGV), comme souligné par Benbelkacem et al. (2010).

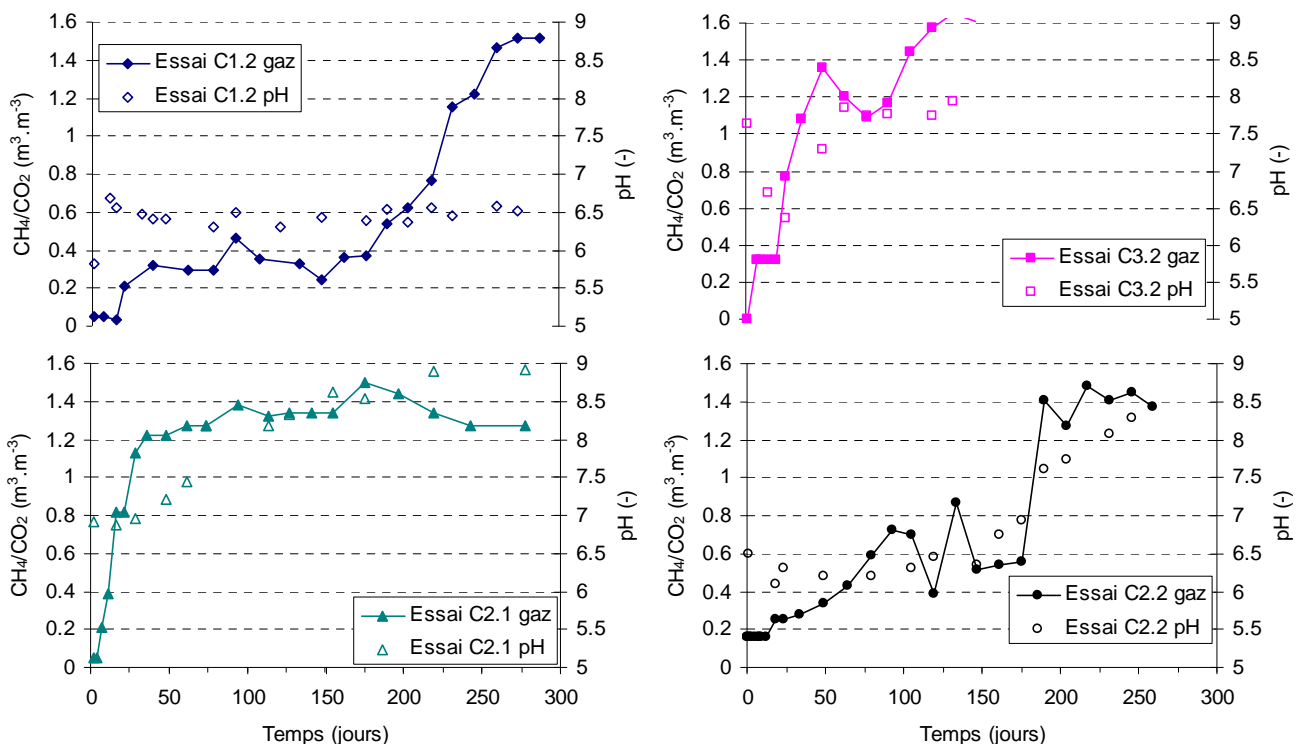


Figure IV-32 : suivi comparatif du rapport CH_4/CO_2 et du pH pour les essais C1.2, C2.1, C3.2 et C2.2.

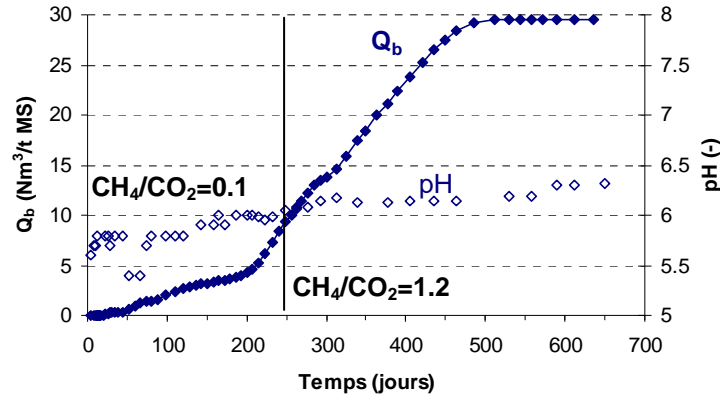


Figure IV-33 : suivi comparatif du cumul de biogaz et du pH pour l'essai C1.1.

Tout comme l'essai C1.2, l'essai C1.1 semble nuancer la relation entre pH et qualité du gaz : le pH reste acide durant les 650 jours d'essai, malgré une production soutenue de biogaz (pour $t > 200$ jours) (Figure IV-33) et une forte proportion de méthane (pour $t > 250$ jours). Le changement manifeste sur la production de gaz ne se répercute pas significativement sur les mesures de lixiviats, ce qui paraîtrait anormal si le lixiviat recueilli était réellement représentatif de l'acidité de l'ensemble du milieu. D'après la littérature, en dessous d'un pH de 7, la biodégradation aurait dû être nettement plus bloquée (Valencia et al., 2009).

Cette absence de corrélation frappe ici deux déchets issus du même gisement, et dans la même modalité de mise en place (sans prétraitement), ce qui peut aussi laisser présager un effet du *substrat* ici. On peut aussi se poser la question de la représentativité du lixiviat analysé. En effet, ce dernier a pu n'être représentatif que d'une partie de la cellule restée « bloquée » en acidogénèse, alors que la méthanogénèse s'est initiée dans d'autres zones du pilote.

- Evolution de la biodégradation : existe-t-il une liaison entre qualité et quantité de biogaz ?

Le suivi de la qualité et de la quantité de biogaz plus haut a permis de voir que, souvent, le passage en méthanogénèse s'accompagnait d'une augmentation significative de la production de biogaz. La production de biogaz et le rapport CH_4/CO_2 semblent globalement assez faiblement corrélés. On obtient des corrélations correctes seulement sur trois des huit essais ($0.60 < R^2 < 0.87$) par une expression logarithmique de type :

$$\left[\frac{\text{CH}_4}{\text{CO}_2} \right] = \alpha \cdot \ln(Q_b) + \beta \quad [\text{IV-5}]$$

Il n'est pas possible de proposer une loi unique type, et cette relation pose le problème de prédire une stabilisation de Q_b lorsque le rapport CH_4/CO_2 se stabilise. Cet effet est constaté sur quelques pilotes, y compris dans la littérature (François et al., 2007), mais n'a pas de sens sur site, où la production de biogaz se poursuit à rapport CH_4/CO_2 , et ce fort heureusement puisque c'est justement ce qui conditionne une viabilité économique de la valorisation du biogaz.

Un suivi en parallèle de la quantité et de la qualité du biogaz reste donc indispensable. Ceci confirme aussi les disparités observées au niveau du rapport CH_4/CO_2 final ou durant la méthanogénèse (Tableau IV-9), par rapport aux productions cumulées de biogaz.

- Evolution des conditions biochimiques du milieu : quels autres indicateurs pertinents ?

Si nous avons vu l'effet du pH des lixiviats sur la biodégradation, qui semble en être un bon indicateur, les mesures sur lixiviats donnent également d'autres informations utiles pour appréhender les conditions biochimiques dans les échantillons testés.

Pour ce qui est de la conductivité des lixiviats σ , on n'observe une réelle tendance à la baisse que sur les essais C2.1, C3.2 et dans une moindre mesure, C4.2. La littérature rapporte une baisse de σ au cours de la biodégradation, mais les effets ne sont pas uniquement liés à la biodégradation en elle-même. En effet, le lessivage du déchet lorsque celui-ci reçoit des eaux pluviales ou une injection de lixiviats, mais aussi la qualité initiale du déchet influencent la conductivité (Kjeldsen et al., 2002). Dans notre cas, la plupart des pilotes, et surtout la série CX.2, ne montrent pas encore de tendance clairement marquée.

Concernant le suivi des autres paramètres chimiques, notamment DCO et N-NTK, il est difficile à ce stade des essais de parler d'un comportement très représentatif de la biodégradation dans le milieu. Les valeurs pour ces deux paramètres restent élevées après une moyenne de 200 jours d'essai. Il semblerait que ces deux paramètres tendent à amorcer une baisse consécutive à l'avancement de la biodégradation.

On constate surtout une différence majeure entre la charge polluante des lixiviats de déchets *frais* et *prétraités*. Ces paramètres permettent donc de bien distinguer les deux essais prétraités des essais sur déchets frais.

Globalement, on note dans la littérature des tendances assez proches de nos observations :

- dans la cellule C4DC (§ 2.1.), Olivier (2003) obtient une remontée de pH importante, synchrone avec la production massive de CH_4 après 200 jours (après ajout d'une solution basique). La conductivité baisse progressivement de 25 à 10 mS/cm durant les 400 jours d'essai ;
- dans des colonnes bioréacteurs étudiées par François et al. (2007), la DCO atteint 60 g O_2/L sur des déchets frais (15 g O_2/L pour des déchets plus anciens), mais chute en deçà de 2 g O_2/L dès le début de la méthanogénèse, ce qui n'a pas été observé ici ;
- dans des pilotes bioréacteurs étudiés par Valencia et al. (2009), le pH passe progressivement de 6 à 8 en 400 jours. La conductivité augmente jusqu'au jour 200 environ ($\sigma = 40$ mS/cm) puis amorce une légère tendance à la baisse ;
- dans les pilotes bioréacteurs du LGCIE (INSA de Lyon) (§ 2.1., Benbelkacem et al., 2010), la remontée du pH de 6.5 à 8.0 est très rapide (50 à 100 jours) dans tous les pilotes. Ils observent une légère diminution de la conductivité durant le suivi de l'essai, assez similaire à ce que l'on observe sur les essais CX.2 (passage de 40 à 30 mS/cm). Ils observent en revanche une chute très marquée de la DCO, qui passe de 20-120 g O_2/L à 5-10 g O_2/L . La teneur en azote total baisse légèrement au cours des essais de 4 à 3 g/L.

3.1.3. Analyse du comportement hydrique

- Effet de la compression primaire

Les suivis des quantités de lixiviats, de la masse volumique humide et de la teneur en eau ont permis de dégager un comportement particulier durant la phase initiale où la contrainte de compression est augmentée pour atteindre 140 kPa. Le temps où l'influence de la montée en compression est terminée est noté t_1 ³⁷. Le Tableau IV-11 récapitule, pour une observation à $t = t_1$:

- les quantités de lixiviats drainés (Q_l) ;
- la proportion drainée par rapport à la masse liquide initiale (Q_l / M_l^0) ;
- la teneur en eau volumique (θ) à la fin de la compression primaire ($t = t_1$).

La teneur en eau initiale θ^0 (égale à $\theta(t = 0)$) est également rappelée dans le Tableau IV-11.

On peut noter que :

- pour un déchet issu du même gisement, $\theta(t = t_1)$ est globalement très proche (C1.1, C1.2 et C3.2) ;
- pour C2.2, $\theta(t = t_1)$ est plus forte en raison de la porosité supplémentaire due aux mâchefers ;
- pour C4.2, $\theta(t = t_1)$ semble anormalement haut et s'explique par la faible quantité de lixiviats collectés (Figure IV-28), qui est plus de 6 fois inférieure aux autres essais CX.2. Un colmatage très probable en fond de cellule est à invoquer dans ce cas ;
- C3.1 et C4.1 présentent des valeurs faibles de $\theta(t = t_1)$, et avec un rejet de lixiviats négligeable, comme le montrait la Figure IV-15. Leur teneur en eau est relativement faible tout au long de l'essai ($\theta < 0.40 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Ceci laisse supposer qu'il s'agit d'une *teneur en eau inférieure à la capacité au champ* du déchet.

Tableau IV-11 : analyse de l'effet de la compression primaire sur l'humidité.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
θ^0 (m^3/m^3)	0.386	0.244	0.197	0.275	0.467	0.511	0.452	0.381
$Q_l(t = t_1)$ (kg)	63.8	31.0	3.5	0.0	110.7	125.9	53.6	14.5
Q_l / M_l^0 (kg/kg)	17.5%	13.3%	2.2%	0.0%	33.5%	34.8%	21.0%	5.5%
$\theta(t = t_1)$ (m^3/m^3)	0.539	0.407	0.331	0.282	0.539	0.590	0.563	0.596

- Mise en évidence d'un niveau de rétention ou d'une capacité au champ

Tous les essais tendent vers une teneur en eau volumique stabilisée une fois les effets de la compression initiale passés, et abstraction faite des injections réalisées sur C1.1 et C3.1 (Figure IV-26 et Figure IV-28). Sur l'essai C4.2, la stabilisation de θ n'est pas encore atteinte, faute d'un suivi temporel suffisant.

³⁷ Il s'agit en fait du temps de fin de *compression primaire*, soit 7 jours après l'atteinte de la compression finale. La notation pour ce temps est identique à celle du § V. La théorie du tassement des déchets y est présentée de façon détaillée.

Cette stabilisation autour d'une valeur sur une longue durée d'essai permet de penser qu'il s'agit là d'un niveau de rétention d'équilibre ou capacité au champ (§ II-1.1.), même s'il est souhaitable de considérer ce terme générique avec précaution :

- compte tenu des fortes valeurs de θ observées, il est fort probable que les essais C1.1, C1.2, C2.2 et C3.2 soient très proches de la capacité au champ, qui serait donc de l'ordre de 0.50-0.60 m³/m³ ;
- les valeurs de θ observées sur C4.2 sont nettement supérieures, mais ne sont pas encore parfaitement stabilisées. Cet essai montre encore un comportement transitoire, où le drainage des lixiviats n'a pas pu se faire gravitairement en raison d'un colmatage ou de perméabilité verticales très faibles. La capacité au champ de ce déchet semble être supérieure à celle de son duplicat (C3.2), même si la condition d'un drainage gravitaire sur ce déchet ne semble pas forcément acquise ;
- on peut supposer que C2.1 est également proche de sa capacité au champ, qui serait de l'ordre de 0.40-0.45 m³/m³. Les résultats du LGCIE (INSA de Lyon) sur ce même déchet montrent une capacité au champ de l'ordre de 0.40-0.45 m³/m³ (pilotes R4, R5 et R6, voir § III-3.1.), ce qui paraît cohérent, même si on a sans doute des porosités plus faibles ici en raison de la compression ;
- pour ce qui est de l'essai C3.1, réalisé avec du DIB, même si la valeur de θ stabilisée est nettement plus faible, il semble bien s'agir de la capacité au champ du déchet. Après injection de lixiviats, qui fait passer θ de 0.327-0.411 m³/m³, la teneur en eau redescend quasiment à son niveau initial de 0.340 m³/m³ (le suivi a ensuite été arrêté). Ce comportement caractérise bien un niveau de rétention à l'équilibre, et la capacité au champ serait de 0.30-0.35 m³/m³ ;
- enfin, l'essai C4.1, réalisé avec du biodéchet, montre également une valeur de θ stabilisée durant plus de 250 jours autour de 0.40 m³/m³, que l'on peut considérer comme sa valeur de capacité au champ.

Globalement, on trouve donc des valeurs comprises entre 0.40 et 0.60 m³/m³ pour des OM, et le DIB, nettement plus grossier et avec une teneur en fines nettement plus faible, serait autour de 0.30-0.35 m³/m³. On note une nette différence entre l'OM de type A et celle de type B (ainsi que E, F et G issues du même gisement). Le broyage deux fois plus fin de l'OM de type B peut expliquer sa plus forte capacité de rétention de liquide en raison de la présence de fines, qui concentrent une microporosité qui stocke du liquide (voir aussi § II-3.2.).

Si l'on s'intéresse aux résultats de la littérature, dans des expériences non comprimées, Valencia et al. (2009) ont mis en évidence une capacité au champ de 0.45 m³/m³, alors que Benbelkacem et al. (2010) trouvent une capacité au champ proche de 0.35-0.45 m³/m³.

Tableau IV-12 : humidité à l'équilibre en fin d'essai.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
$\theta(t_{fin})$ (m ³ /m ³)	0.541	0.439	0.328 ³⁸	0.406	0.518	0.583	0.605	0.686

³⁸ Valeur prise avant injection de lixiviats, car les mesures après injection n'ont pas été suffisamment prolongées pour atteindre un nouvel équilibre.

3.2. Expression de la biodégradation et des bilans matière

3.2.1. Expression du potentiel méthanogène

• Expression du potentiel méthanogène sur les essais CX.1

Le Tableau IV-13 récapitule l'expression du potentiel méthanogène pour les différents essais. Partant de valeurs de BMP et BP vraiment différentes, la quantité finale de biogaz produit (Q_b^{fin}) a été assez proche sur les essais C1.1, C2.1 et C4.1. Un essai ne produit quasiment aucun biogaz (C3.1) : le déchet est un DIB, qui contient visiblement peu de matière organique facilement biodégradable. Sur C2.1, l'expression du potentiel méthanogène est plus importante que celle prédite par les tests BMP (de 19%). Toutefois, un tel écart ne semble pas forcément significatif, des productions de biogaz supérieures au potentiel méthanogène étant rapportées dans la littérature (Benbelkacem et al., 2010).

Il est intéressant de regarder également la perte de matière sèche par conversion en biogaz (ΔMS_b), exprimée ici en fonction de la masse sèche initiale (Tableau IV-15). La perte de masse par production de biogaz est logiquement la plus élevée pour C1.1 (4%).

Tableau IV-13 : expression du potentiel méthanogène des essais CX.1 et CX.2.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
BMP (Nm ³ /t MS)	106.9	10.3	59.9	11.8	123.0	116.8	54.2	54.2
BP^{39} (Nm ³ /t MS)	178.2	17.1	99.9	19.6	205.0	194.7	90.4	90.4
Q_b^{fin} (Nm ³ /t MS)	29.6	20.3	0.33	13.0	4.3*	20.2*	23.6*	147.3*
Q_b^{fin} / BP (%)	0.166	1.186	0.003	0.663	0.021*	0.104*	0.261*	1.629*
$\Delta M_d / M_d^0$ (%)	0.040	0.027	0.000	0.017	-	-	-	-

*résultat provisoire, essai non finalisé ; - résultats non connus

• Expression du potentiel méthanogène sur les essais CX.2

L'interprétation pour les essais CX.2 se base sur des données provisoires, et il n'est pas à exclure que la biodégradation ne soit pas terminée, notamment sur C1.2, C2.2 et C3.2. Pour ces trois essais, l'expression de la biodégradation n'est que partielle, et serait inférieure à 26% du potentiel méthanogène. Sur C1.2, on peut voir une influence de l'absence de prétraitement. La production de biogaz des essais C3.2 et C4.2 est très nettement supérieure aux autres essais. L'une des explications les plus probables est l'influence du prétraitement, et plus marginalement aussi la différence en terme de teneur en eau dans les essais, en raison de comportements hydriques différents (en effet, les essais C3.2 et C4.2 ont des teneurs en eau plus fortes que C1.2 et C2.2, Tableau IV-12). La suite du suivi permettra de mieux caractériser la biodégradation sur ces pilotes.

Notons enfin ce qui semble être une « anomalie » : sur C2.1 et C4.2, la production de biogaz est *supérieure* au potentiel de production. Cette constatation permet de se poser des questions sur la fiabilité des procédures d'échantillonnage et/ou d'analyse, car il n'est théoriquement pas possible de dépasser un potentiel de production. Il convient donc d'analyser les rapports Q_b^{fin} / BP avec prudence.

³⁹ Les BP sont calculés sur la base d'une composition en biogaz de 60% de CH₄ et 40% de CO₂.

- Incertitudes sur les valeurs de BMP et nécessité de mesures complémentaires et de procédures harmonisées

L'expression de la biodégradation est classiquement calculée en comparant le potentiel de production (BMP) aux volumes cumulés de biogaz produits. Dans certains cas, comme nous venons de le voir, le potentiel peut être inférieur à la production réelle de biogaz. La procédure de mesure du BMP se fait sur des échantillons de très petite taille (quelques grammes à quelques kilogrammes), et il est donc essentiel que ceux-ci soient représentatifs de l'intégralité du milieu. Ceci requiert donc un échantillonnage « parfait » pour bénéficier de mesures fiables sur les potentiels méthanogènes initiaux et finaux des déchets.

Les analyses initiales réalisées à l'ITE sur 1 kg ne permettaient pas un échantillonnage précis des déchets, et des analyses ont été doublées par l'INSA de Lyon en prenant un échantillon plus représentatif de 50 kg. Le Tableau IV-14 présente les valeurs déterminées sur des mêmes déchets (mais sur des échantillons nécessairement différents) par les deux laboratoires. Il ne s'agit bien entendu pas de discréditer l'une ou l'autre des méthodes d'analyse, mais de montrer que l'on peut avoir des écarts importants en fonction de l'échantillon étudié et/ou de la méthode d'analyse (jusqu'à 62% de différence).

Une étude approfondie sur le protocole du BMP est en cours au niveau français pour harmoniser les procédures. Des mesures de BMP sont encore en cours à la rédaction de ce travail pour faire la lumière sur des valeurs anormalement fortes de BMP à l'excavation, qui ne sont pas présentées ici. Comme pour la plupart des autres caractéristiques des déchets, la mesure du BMP doit passer par un échantillonnage rigoureux qui n'a pas pu être réalisé pour certains prélèvements, ce qui peut expliquer les incertitudes relevées.

Tableau IV-14 : comparaison des valeurs de BMP déterminées par les deux laboratoires mandatés.

Essai testé	Test BMP par l'ITE	Test BMP par l'INSA	Ecart relatif
C1.2 (initial)	164.2	123.0	33%
C2.2 (initial)	104.6	116.8	11%
C2.1 (final)	10.8	28.7	62%

- Expression du potentiel méthanogène sur les CICLADE par rapport à la littérature

L'expression du potentiel méthanogène est relativement faible dans les CICLADE, à quelques essais près. on peut invoquer :

- en comparaison aux autres dispositifs de la littérature, le caractère *comprimé* des cellules a sans aucun doute un effet. En conditions comprimées, les échanges d'eau et de nutriments sont rendus plus difficiles en raison d'une porosité et d'une perméabilité réduite ;
- en comparaison à des valeurs sur site, la *taille du dispositif* est ici plus faible, ne permettant pas forcément d'observer des effets d'entraînement entre différentes zones du massif de déchets. De plus, l'échelle d'observation, globalement 1 an, n'a peut-être pas permis l'expression complète de la biodégradation dans tous les cas.

Nous verrons au § V-3.1. qu'en comparaison avec deux autres dispositifs expérimentaux, les volumes cumulés de biogaz produits en conditions confinées dans les CICLADE sont généralement inférieurs de l'ordre de 2 à 10 fois aux valeurs obtenues en conditions non confinées. Compte tenu de conditions biochimiquement « idéales » dans les CICLADE, et si l'on exclut la possibilité de fuites majeures sur la cellule, ceci laisse supposer qu'il y a une influence majeure de la compression sur la production de biogaz. Réduisant la porosité et les échanges entre différentes zones du déchet, l'effet négatif sur la production de biogaz d'une densité plus élevée avait déjà été mis en évidence par Valencia et al. (2009).

3.2.2. Calcul des bilans matière

- Introduction et méthodologie de calcul des bilans

Dans ce qui suit, on s'attachera à déterminer les « bilans » pour chaque essai long terme, c'est-à-dire à suivre l'évolution des différentes formes de la matière (matière sèche, gaz, eau contenue dans le solide – eau interne –, lixiviats drainés et évaporés) au cours du temps.

Les bilans peuvent se faire sur la base de mesures (pesées) ou d'estimations. Trois principales dates sont à considérer :

- juste avant la fermeture de la cellule ($t = 0$), et donc avant mise en compression, le déchet est caractérisé par différentes *mesures*. Les quantités de gaz et lixiviats sortis sont nulles ;
- entre la fermeture des cellules et leur réouverture pour excavation en fin d'essai, seules les *entrées* et les *sorties* du système sont *mesurées*. Le bilan matière ne peut donc se faire qu'à partir d'*estimations* en fonction des entrées et sorties et du bilan initial ($t = 0$) ;
- enfin, à la réouverture pour l'excavation du déchet, des *mesures* sont à nouveau réalisées, et peuvent être comparées aux mesures initiales ajoutées aux entrées et sorties en cours d'essai.

Ces bilans se basent, *a priori*, sur les mesures réalisées, et permettront le cas échéant de mettre en exergue toute perte de masse inexpliquée en raison de déficiences dans le suivi ou de tout autre type d'erreur potentielle.

Nous présenterons ainsi des bilans à plusieurs dates clé des essais, qui peuvent être intéressantes d'un point de vue scientifique :

- $t = 0$ à la fermeture de la cellule (mesures initiales) ;
- $t = t_1$ qui correspond à la fin de l'influence de la montée en compression du déchet, après mise en charge (fin de la compression primaire mécanique, voir § V-1.) ;
- $t = 1/2$ essai, pour avoir une idée du devenir des fractions à mi-durée de l'essai ;
- $t = \text{fin de l'essai}$, juste avant excavation (à partir d'estimations) ;
- $t = \text{excavation}$ (mesures finales).

Les bilans *estimés en cours d'essai* seront présentés séparément des *bilans mesurés en début et fin d'essai* : les bilans à $t = t_1$, $t = 1/2$ essai et $t = \text{fin de l'essai}$ sont équilibrés par rapport au bilan initial ($t = 0$). Pour réaliser les bilans, le principe de la conservation de la masse est appliqué. La masse humide de déchets M_h est égale à la masse sèche M_d à laquelle on rajoute la masse de liquide M_l :

$$M_h = M_d + M_l \quad [\text{IV-6}]$$

Cette égalité est valable pour tout instant. D'un point de la mesure expérimentale, M_h est mesurable directement par pesée, et M_d et M_l sont respectivement obtenus par :

$$M_d = M_h \cdot (1 - w') \quad [\text{IV-7}]$$

$$M_l = M_h \cdot w' \quad [\text{IV-8}]$$

La conservation de la masse solide (Equation IV-9) et liquide (Equation IV-10) est écrite à partir des masses initialement mesurées (les notations sont identiques à celles des paragraphes précédents, et ont été conservées pour plus d'homogénéité, toutes les unités étant en kg^{40}) :

$$M_d^0 = M_d(t) + Q_b(t) \quad [\text{IV-9}]$$

⁴⁰ La conversion entre Nm^3 et kg pour $Q_b(t)$ est réalisée sur la base de la composition réelle du biogaz à chaque instant ($\%\text{CH}_4$, $\%\text{CO}_2$), à partir des masses volumiques respectives des constituants et d'un volume molaire de 22.4 L/mol en conditions normales de température et de pression.

$$M_l^0 + M_l^{inj} = M_l(t) + Q_l(t) \quad [IV-10]$$

- les termes de *gauche* représentent l'état *initial* au lancement de l'essai : mesure à partir de la masse humide totale M_h^0 , de la teneur en eau w^0 en début d'essai (sur la base de trois échantillons de 2 kg), de M_d^0 et de M_l^0 ;
- les termes de *droite* représentent l'état *au temps t*, et sont calculés à partir des valeurs de $Q_b(t)$ et $Q_l(t)$ mesurées. $M_d(t)$ et $M_l(t)$ sont déduits par conservation de la masse par les Equations IV-9 et IV-10 respectivement.

On parlera de « gaz produit » pour $Q_b(t)$, de « lixiviats injectés » pour M_l^{inj} , d'« eau interne » pour $M_l(t)$ et de « lixiviats sortis » pour $Q_l(t)$ dans la représentation graphique des bilans (Figure IV-34). L'état « final » est sous-entendu ici juste avant l'excavation, toujours déduit de l'état initial à partir des deux équations précédentes.

La masse de lixiviats injectés, M_l^{inj} , se voit par l'augmentation de la quantité totale de masse, dans l'exemple à partir de $t = 1/2$ essai. La représentation des bilans ne présuppose pas une « affectation » des lixiviats injectés à l'eau interne ou à la sortie de lixiviats, que seul un suivi par traçage pourrait justifier.

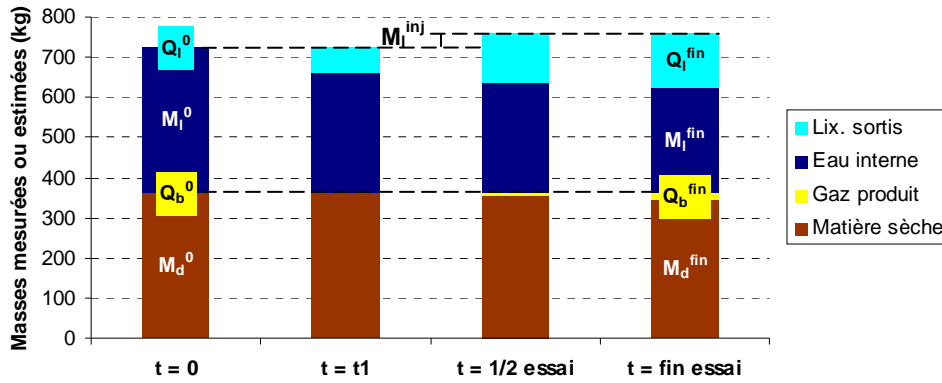


Figure IV-34 : bilan-type en cours d'essai, avec hypothèse de conservation de la masse.

Enfin, le bilan à l'excavation est effectué de manière séparée et il est comparé au bilan déduit du bilan initial. L'écart permet d'estimer la précision globale de l'approche. Les bilans solide (Equation IV-11) et liquide (Equation IV-12) sont écrits d'une façon analogue aux bilans précédents :

$$M_d^0 = M_d^{exc} + Q_b^{fin} + \Delta M_d \quad [IV-11]$$

$$M_l^0 + M_l^{inj} = M_l^{exc} + Q_l^{fin} + \Delta M_l \quad [IV-12]$$

A noter ici que l'exposant « exc » désigne les masses à l'excavation. La Figure IV-35 présente la démarche de façon graphique. L'eau évaporée est intégrée dans les lixiviats produits. Il est à noter que les données en fin d'essai ne seront disponibles que sur les essais CX.1, les essais CX.2 n'étant pas encore terminés à la rédaction de ce travail.

L'écart sur le bilan solide, ΔM_d (Equation IV-11) est déduit des mesures initiale M_d^0 et finale M_d^{exc} de solide à partir de mesures complémentaires de teneur en eau sur les masses humides correspondantes (Equation IV-7). L'écart sur le bilan liquide, ΔM_l (Equation IV-12) est déduit des mesures des quantités de lixiviats injectés en cours d'essai M_l^{inj} , des cumuls de lixiviats sortis en fin d'essai Q_l^{fin} , ainsi qu'à partir des mesures de teneur en eau en début et fin d'essai, d'où sont tirées les valeurs de M_l^0 et finale M_l^{exc} (Equation IV-8).

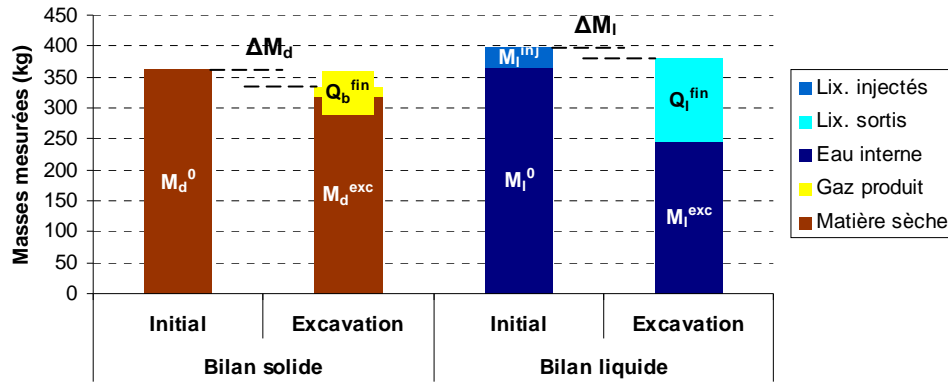


Figure IV-35 : bilan-type des mesures initiales et finales.

- Suivi des bilans estimés au cours des essais CX.1 et CX.2

Les bilans estimés en cours d'essai se basent :

- sur le bilan initial (masse humide et teneur en eau *mesurées* à $t = 0$) ;
- sur le calcul de l'évolution du bilan (masses *estimées* pour $t > 0$) en fonction des *entrées* (lixiviats pour les seuls C1.1 et C3.1) et *sorties mesurées* (biogaz, lixiviats, évaporation d'eau via le biogaz).

Les Figure IV-36 et suivantes présentent les bilans au cours des essais CX.1. Les Figure IV-40 et suivantes présentent les bilans au cours des essais CX.2. Pour les essais C1.1 et C3.1, l'injection en cours d'essai explique l'augmentation de masse totale (de 34 L et 60 L respectivement). Par ailleurs, le suivi des essais CX.2, en cours, n'a pas pu être finalisé, d'où l'absence de valeurs pour la date $t = \text{fin}$ essai. Les conclusions générales suivantes peuvent en être déduites :

- concernant la *production de biogaz*, la perte de masse correspondante est généralement bien faible, puisqu'elle ne constitue que de 2% à 5% de la masse sèche initiale, avec une exception notable pour l'essai C4.2 qui totalise une perte de masse de 19% de la masse sèche initiale à mi-essai. De plus, on constate fort logiquement que la production de biogaz s'est réalisée tout au long de l'essai, et à mi-essai on a généralement observé un peu plus de la moitié de la production finale enregistrée pour la série CX.1 du moins ;
- concernant la *sortie de lixiviats*, celle-ci se concentre très majoritairement durant la phase de tassement primaire ($0 < t < t_1$) qui concentre entre 50% et 75% des lixiviats drainés. A noter que sur l'essai C3.1, la sortie de lixiviats est ultérieure et consécutive à l'injection de lixiviats (Figure IV-38). L'essai C4.1 n'a occasionné presque aucun drainage de lixiviats, ce qui sera interprété comme une teneur en eau inférieure à la capacité au champ tout au long de l'essai (ce point sera discuté plus loin) ;
- les *pertes par évaporation* via le biogaz sont comptées dans les sorties de lixiviats (sur la base d'une saturation en eau du biogaz de 100%), mais les quantités produites sont largement inférieures à 1 kg quel que soit l'essai, et on peut donc considérer ces pertes comme négligeables ;
- quel que soit l'essai, une part importante de l'*humidité initiale*, les 2/3 au moins, reste dans le système (eau interne). Le déchet a donc une certaine *capacité de rétention* malgré la simulation d'une compression par une colonne d'environ 15 m de déchets sus-jacents.

L'« efficacité » des humidifications initiales (masses M_l^0) et des injections en cours d'essai (masses M_l^{inj}) peut être rendue visible par la comparaison de ces chiffres à la masse finale de lixiviats drainés (Q_l^{fin}) (Tableau IV-15). Ainsi, il apparaît qu'en « bilan net » (entrées totales de lixiviats – sorties totales de lixiviats), seuls les essais C2.1 et C3.1 sont excédentaires, c'est-à-dire qu'il s'agit des seuls

essais où des lixiviats ajoutés ont été conservés jusqu'à la fin de l'essai. Cela est dû à des très faibles humidités massiques initiales (w'_{nat} de 0.278 et 0.329 respectivement, Tableau IV-7). Pour les autres essais, l'ajout de lixiviats n'a donc pas eu d'effets en terme de quantité d'humidité dans le système, mais a pu engendrer des effets microbiologiques favorables.

Notons au final le cas particulier des duplicats C3.2 (Figure IV-42) et C4.2 (Figure IV-43) :

- les masses initiales de solide sec et de liquide sont très comparables ;
- à mi-essai, C3.2 a drainé 69 L d'eau, soit 19 L de plus que C4.2, et surtout, C3.2 n'a dégradé que 5 kg de MS en biogaz, alors que C4.2 en a dégradé 43 kg.

Cette différence entre C3.2 et C4.2, essais basés sur un matériau parfaitement identique, peut provenir soit d'une expression différente de la biodégradation en raison d'un *important retard sur C3.2*, soit d'un défaut de comptabilisation du biogaz, qui aurait fui à travers le joint circulaire du plateau. Toutefois, seul un bilan final pourra confirmer ou infirmer cette hypothèse.

Tableau IV-15 : lixiviats ajoutés initialement, injectés et drainés pour les essais CX.1 et CX.2.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
M_l^0 (kg)	0.0	92.0	45.0	0.0	30.0	18.0	18.0	18.0
M_l^{inj} (kg)	34.0	0.0	60.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Q_l^{fin} (kg)	133.8	42.8	55.3	1.9	*	*	*	*

*essai non finalisé

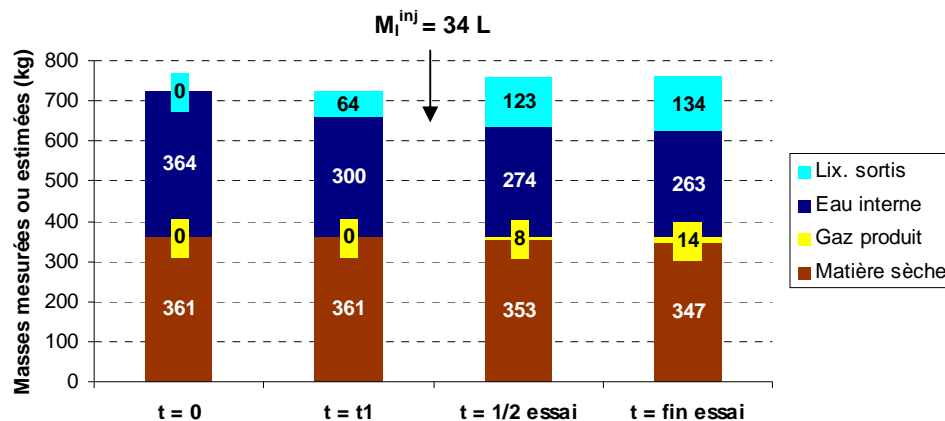


Figure IV-36 : bilan en cours d'essai pour C1.1. La durée totale de l'essai a été de 650 jours.

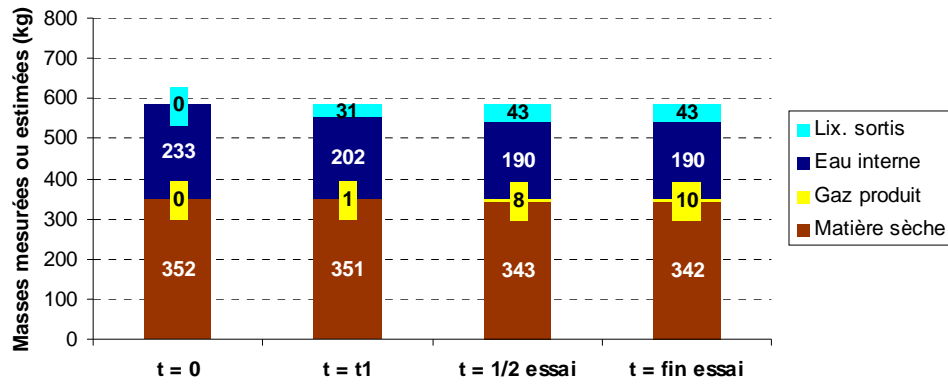


Figure IV-37 : bilan en cours d'essai pour C2.1. La durée totale de l'essai a été de 295 jours.

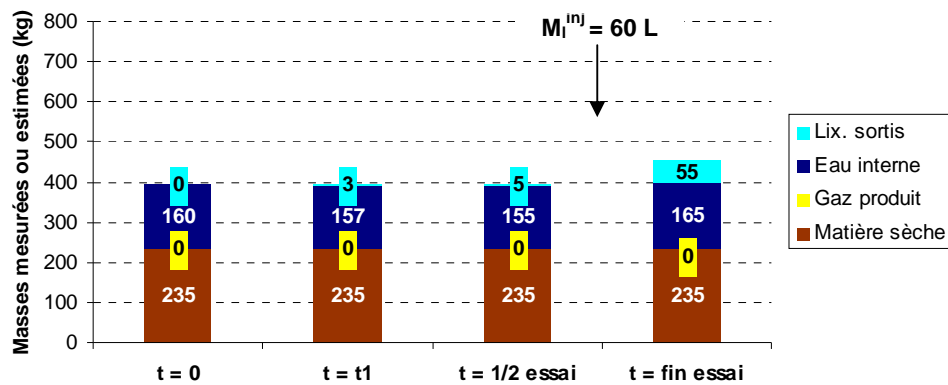


Figure IV-38 : bilan en cours d'essai pour C3.1. La durée totale de l'essai a été de 248 jours.

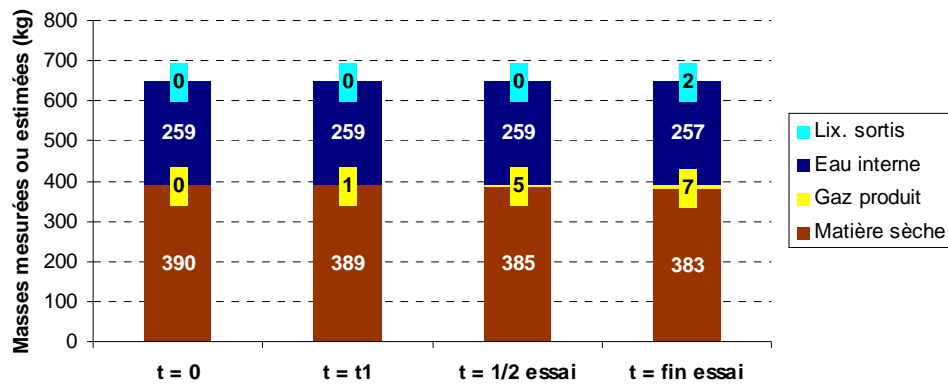


Figure IV-39 : bilan en cours d'essai pour C4.1. La durée totale de l'essai a été de 291 jours.

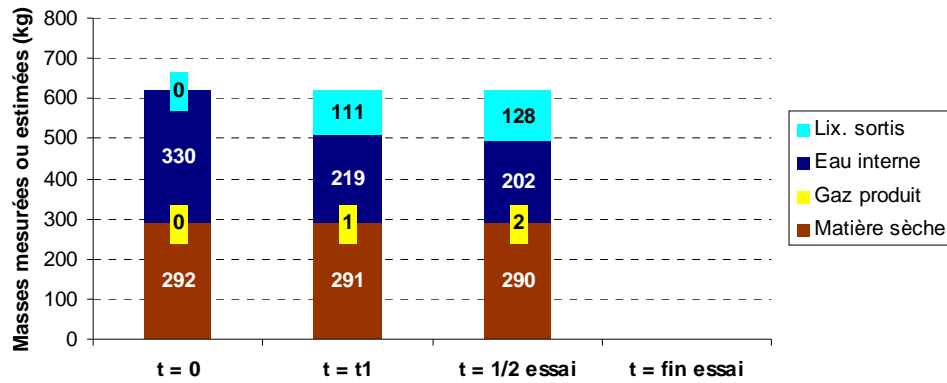


Figure IV-40 : bilan en cours d'essai pour C1.2. La durée totale prévue de l'essai est de 371 jours.

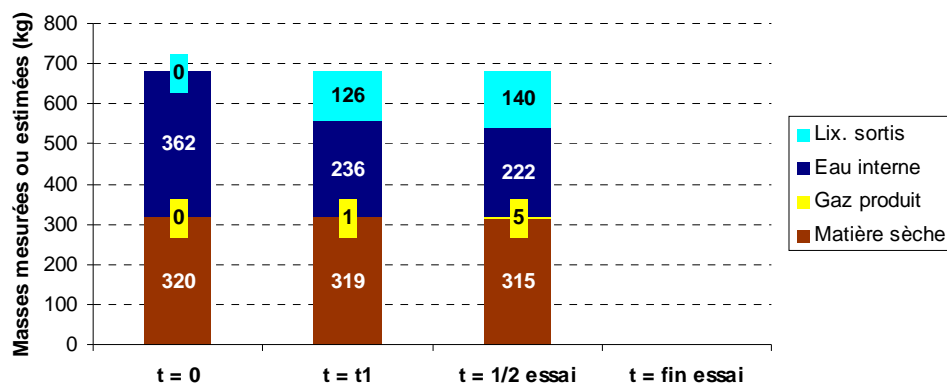


Figure IV-41 : bilan en cours d'essai pour C2.2. La durée totale prévue de l'essai est de 358 jours.

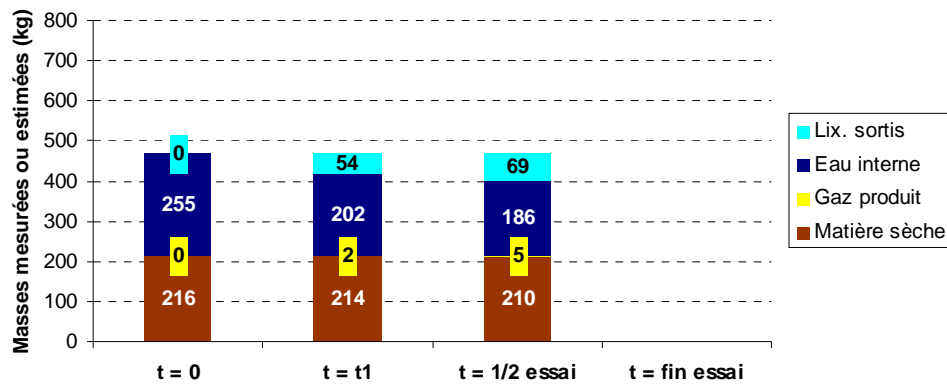


Figure IV-42 : bilan en cours d'essai pour C3.2. La durée totale prévue de l'essai est de 294 jours.

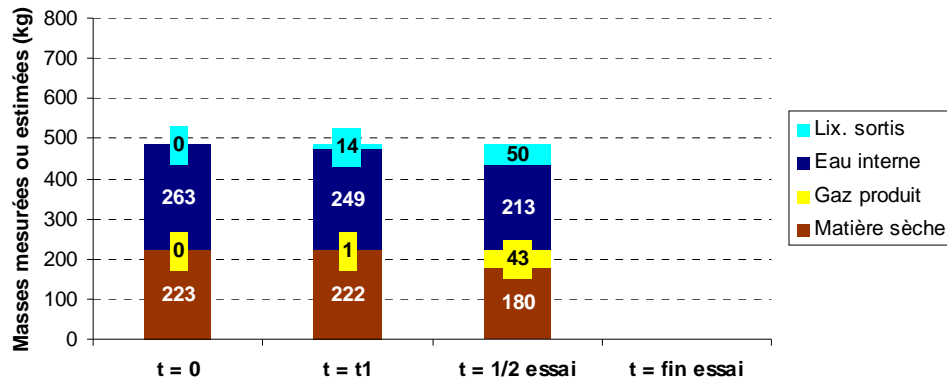


Figure IV-43 : bilan en cours d'essai pour C4.2. La durée totale prévue de l'essai est de 294 jours.

- Suivi des bilans initiaux et finaux à l'excavation sur les essais CX.1

Les bilans initiaux et finaux sont comparés en fonction de ce qui a été initialement chargé et finalement excavé de la cellule. Les lixiviats injectés en cours d'essai sur C1.1 et C3.1 sont rajoutés à la quantité d'eau interne initiale pour améliorer la lisibilité des bilans.

Les Figure IV-44 et suivantes présentent ces bilans pour les essais CX.1 (ils ne sont pas encore disponibles pour les essais CX.2). Un récapitulatif des bilans de masse totale pour tous les essais CX.1 est donné en Figure IV-48.

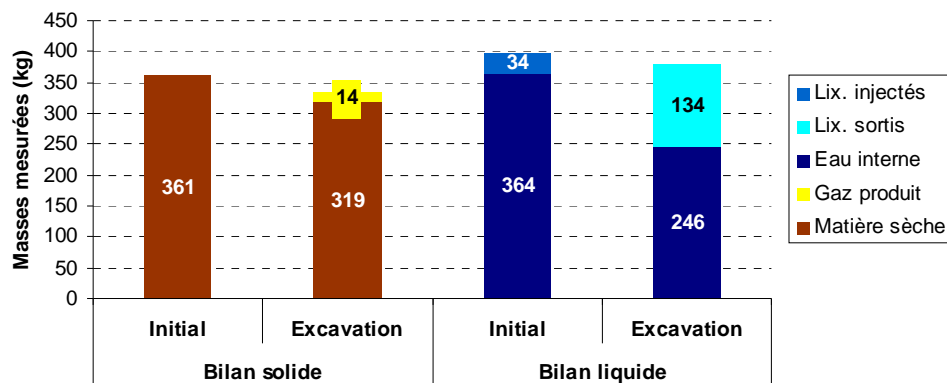


Figure IV-44 : bilan des mesures initiales et finales pour C1.1. La durée totale de l'essai a été de 650 jours.

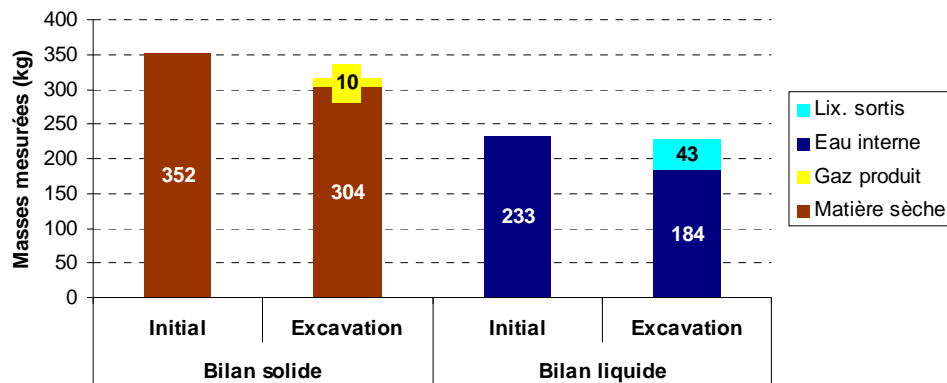


Figure IV-45 : bilan des mesures initiales et finales pour C2.1. La durée totale de l'essai a été de 295 jours.

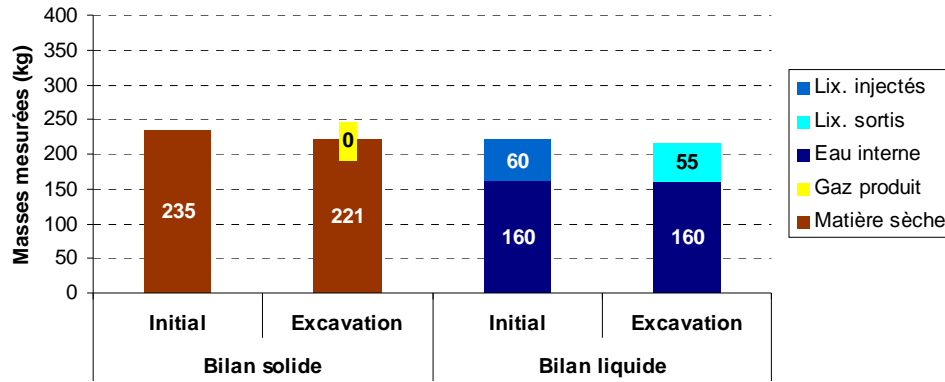


Figure IV-46 : bilan des mesures initiales et finales pour C3.1. La durée totale de l'essai a été de 248 jours.

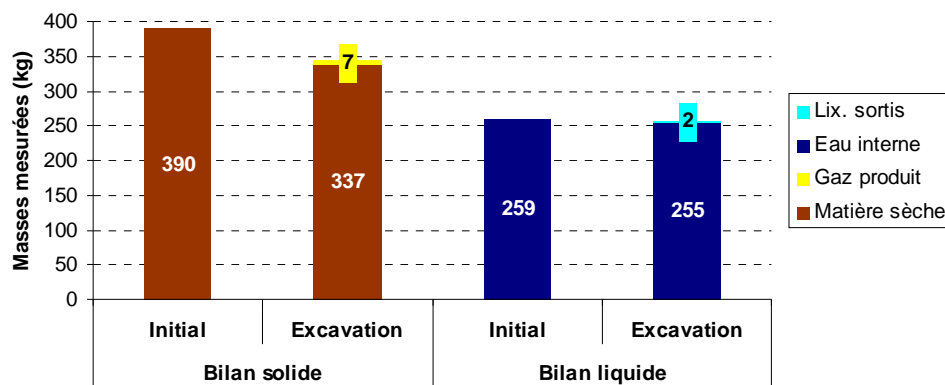


Figure IV-47 : bilan des mesures initiales et finales pour C4.1. La durée totale de l'essai a été de 291 jours.

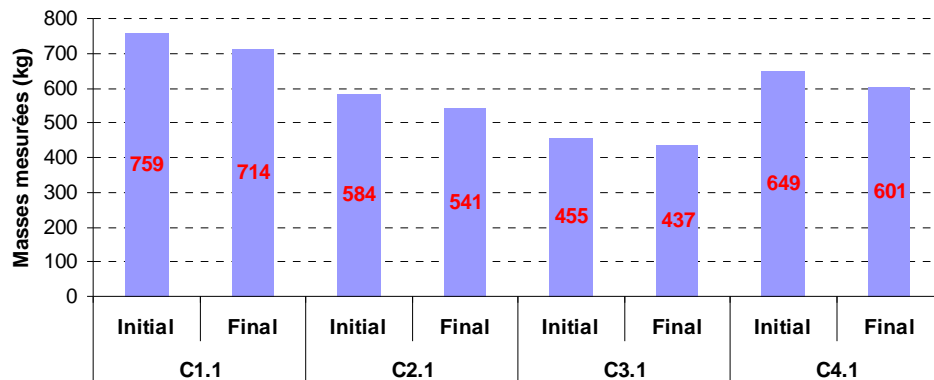


Figure IV-48 : bilan des masses totales initiales et finales pour tous les essais CX.1.

La Figure IV-48 résume bien la tendance générale sur tous les essais : la masse *finale* (masse excavée plus sorties enregistrées en cours d'essais) est *systématiquement plus faible* que la masse totale *initiale*. Ainsi, la perte de masse en cours d'essai est systématiquement sous-estimée. Le Tableau IV-11 renseigne sur les erreurs relatives pour les essais CX.1, calculées en fonction de la masse initiale correspondante pour chaque essai ($\Delta M_d / M_d^0$ pour l'erreur sur le bilan solide – Equation IV-11 – et $\Delta M_l / (M_l^{inj} + M_l^0)$ pour l'erreur sur le bilan liquide – Equation IV-12).

Fait notable, la tendance d'un bilan déficitaire (perte de masse sous-estimée) se retrouve sur d'autres dispositifs expérimentaux, notamment au LGCIE (INSA de Lyon) et sur les pilotes ELIA (Ademe-VERI) (résultats sur les bilans non publiés, toutefois de nombreuses données relatives à la biodégradation sont présentées au § V-3.).

Tableau IV-16 : analyse des déficits inexplicables et des erreurs sur les bilans en masse des essais CX.1.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet
ΔM_d (kg)	-27.8	-37.6	-13.6	-45.9
$\Delta M_d / M_d^0$ (kg/kg)	0.077	0.107	0.058	0.118
ΔM_l (kg)	-17.0	-5.6	-4.4	-1.7
$\Delta M_l / (M_l^{mj} + M_l^0)$ (kg/kg)	0.047	0.024	0.028	0.006

Les écarts sur les bilans solides sont parfois importants, puisque de 5.8% à 11.8% de la masse sèche initiale n'est pas retrouvé au moment de l'excavation. Les écarts sur les bilans liquides sont bien plus faibles, et sont compris entre 0.6% et 2.8%, avec une exception sur C1.1 qui affiche un déficit de 4.7% par rapport à la masse liquide totale initiale.

• Hypothèses quant à la sous-estimation du déficit de masse dans les bilans

Pour les bilans liquides,

- l'erreur maximale est d'environ 17 L sur C1.1 et de moins de 6 L pour les trois autres, ce qui indique le caractère particulier de l'essai C1.1. Pour cet essai, on a constaté peu avant le jour 200 que du lixiviat avait réussi à passer au-dessus du plateau de compression (Figure IV-49). Cette perte n'a pas pu être estimée pour des raisons techniques, mais peut tout à fait correspondre au déficit dans le bilan hydrique ;
- concernant les autres essais, si l'on prend la moyenne de 30 prélèvements par essai (un prélèvement toutes les deux semaines, avec des prélèvements plus rapprochés au début de l'essai), cela représenterait une erreur maximale d'environ 200 mL par prélèvement, qui paraît élevée compte tenu de la précision de la balance (5 g). Le cumul d'erreurs en cours d'essai explique sans doute la déviation des résultats, mais les erreurs sur le bilan liquide restent faibles.

Les hypothèses pour le calcul du bilan excluent toute sous-estimation de pertes par le biogaz, qui a été supposé saturé à 100% en eau. Seule une erreur majeure sur les quantités de gaz produites pourrait expliquer une légère sous-estimation des pertes par le gaz.

Enfin, on peut a priori exclure une erreur de mesure imputable à la balance sur les quantités de lixiviats drainés. En effet, une incertitude sur la mesure n'aurait en principe pas de raison d'être systématiquement dans le même sens.

On peut finalement souligner que l'erreur est relativement faible par rapport à ce qu'on aurait pu imaginer en raison des difficultés pour les mesures de teneur en eau sur le déchet. En effet, compte tenu de l'hétérogénéité locale des teneurs en eau dans le déchet (§ III-1. et § III-3.), une déviation de $\pm 5\%$ avait été notée même dans des conditions très normalisées d'essais, ce qui est de l'ordre de grandeur de l'erreur constatée ici sur le bilan hydrique ($\pm 3\%$ sauf pour C1.1).

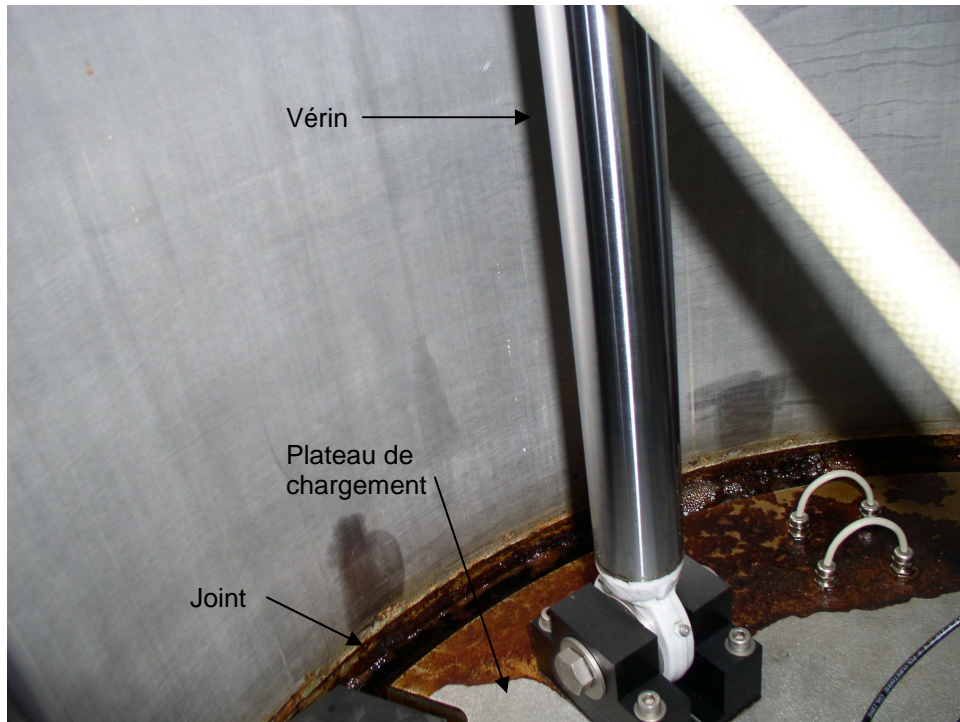


Figure IV-49 : photographie du débordement de lixiviats en avril 2008.

Pour les bilans solides, dont le bouclage est moins précis,

- on peut exclure que le déficit systématique soit imputable à des pertes par entraînement dans les lixiviats en raison de la méthode de mesure des lixiviats (pesée) ;
- l'autre cause majeure de perte de masse solide se fait par le biogaz (Equation IV-11). Les essais C1.1 et C2.1 ont été suivis avec des anciens débitmètres à gaz (constructeur : Zeal) sur lesquels il existe un doute quant à leur fiabilité en raison de débits observés systématiquement inférieurs au débit minimal de fonctionnement du débitmètre (Figure IV-50). Pour les autres essais, le matériel de mesure a été changé (débitmètres Ritter). L'erreur pourrait provenir de fuites de biogaz non comptabilisées. Sur C1.1, ce sont ainsi 35 kg de MS qui manquent au bilan, ce qui correspondrait à un peu plus de 123 Nm³ de biogaz par tonne de MS (60% CH₄, 40% CO₂). Toutefois, même sur le pilote C4.1 où un débitmètre Ritter est installé, on observe une erreur sur la MS non négligeable. Ainsi, les fuites ne seraient pas exclusivement liées aux débitmètres employés, mais aussi à des fuites au niveau de la cellule. Les analyses du biogaz ne révèlent aucune trace de diazote N₂ ou de dioxygène O₂ pouvant montrer une intrusion d'air atmosphérique, quelle que soit la cellule (Annexe 3) ;
- l'opération d'excavation étant réalisée en conditions difficiles, avec projection de déchets au moment de la sortie de la masse solide, il peut y avoir eu des défaillances dans l'établissement du bilan final, même si les déficits à expliquer semblent très importants (des dizaines de kilogrammes). De plus, le bon bouclage des bilans liquides limite cette source possible d'erreur : il ne paraîtrait pas logique d'avoir des mesures de masse humides finales fortement erronées mais d'avoir malgré tout une bonne estimation de la masse d'eau. En effet, la masse d'eau (ou la masse sèche) est déterminée à l'étuve sur de petits échantillons, et il n'y aurait pas de raison que, extrapolée à la masse totale (pour déterminer la masse d'eau de tout l'échantillon excavé), on trouve ainsi un bilan liquide très cohérent, mais un bilan solide déficitaire. Une perte de masse sèche et de masse liquide n'est toutefois pas à exclure aussi en raison de fines qui ont pu traverser la grille et rester dans la chambre aval sous la grille inférieure, ne permettant pas leur récupération au moment de l'excavation.

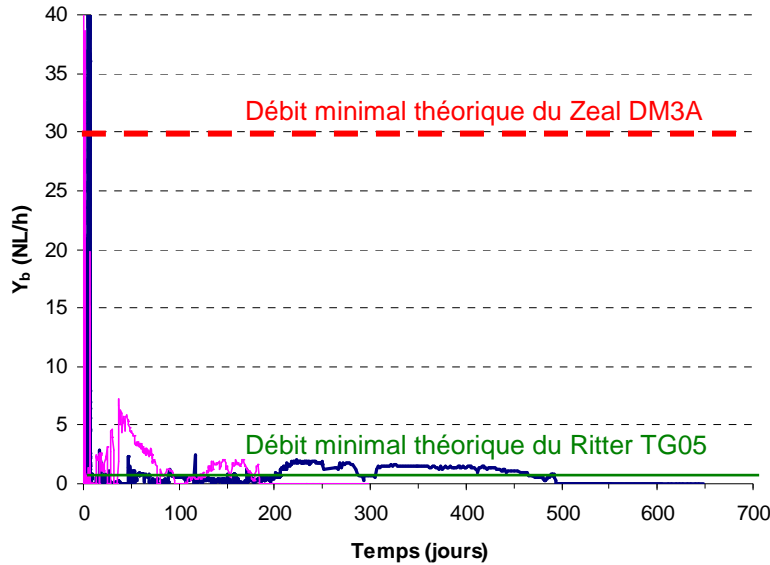


Figure IV-50 : débit instantané de biogaz pour les essais C1.1 et C2.1, équipés de débitmètres à gaz Zeal.

On peut ajouter à ces sources potentielles d'erreurs expérimentales des erreurs dans le calcul du bilan en cours d'essai :

- la méthode utilisée se base uniquement sur le méthane CH_4 et le dioxyde de carbone CO_2 . Ainsi, on néglige la masse des autres gaz et notamment des molécules « lourdes » en faible concentration dans le biogaz (COV...). Cependant, comme les deux gaz majeurs représentent plus de 99% du biogaz (Annexe 3), cette source d'erreur paraît négligeable ;
- durant les réactions complexes de la méthanogénèse, une certaine quantité d'eau peut être consommée, Tchobanoglous et al. (1993) rapportent une consommation de 190 g d'eau par mètre cube de biogaz produit pour la MO dégradable (§ II-1.3.). Prenant l'exemple de C1.1, cela représenterait jusqu'à 1.6 kg d'eau consommés ainsi, qu'il faudrait donc soustraire de la masse liquide. Toutefois, en conditions aérobies, on peut rencontrer à l'inverse une production d'eau. La non-prise en compte de la consommation et/ou de la production d'eau dans ces bilans n'occasionne donc en principe pas une erreur importante sur les bilans, même si cet impact gagnerait à être pris en compte plus précisément.

Le calcul des erreurs de mesure, bien que souhaitable, paraît pourtant difficile à réaliser en raison de marges d'erreurs un peu « optimistes » données par les constructeurs de matériels utilisés, et surtout de fuites possibles difficiles à comptabiliser.

L'interprétation des pertes de masse « inexplicables » reste donc bien difficile. L'hypothèse la plus plausible est un cumul de ces sources d'erreurs. Les fuites de biogaz sur un dispositif complexe avec un plateau descendant supposé étanche sont sans doute inévitables. Mais, même sur des dispositifs en principe plus faciles à étanchéifier, des déficits du même ordre de grandeur au niveau du bilan sont signalés (LGCIE, ELIA).

Il ne paraît pas y avoir à cette date d'explication formelle pour ces pertes. Seule une pesée en continu des pilotes permettrait avec assurance d'affirmer d'où provient cette différence de masse. Celle-ci paraît toutefois très difficile, et serait elle-même incertaine : la précision sur la pesée de plusieurs tonnes pourrait être proche du kilogramme, mais une déviation de la mesure n'est pas à exclure.

Il convient quoi qu'il en soit d'interpréter les résultats avec prudence puisque la perte de masse a pu être supérieure à celle calculée d'après les bilans en cours d'essai, notamment en ce qui concerne la production du biogaz. Les données ne permettent toutefois pas une *correction systématique* des valeurs de biogaz, car il subsiste des doutes quant à l'ampleur des fuites, et les mesures de qualité de biogaz ne montrent aucune anomalie étayant la thèse de fuites massives.

Il est probable que les mêmes questions soient posées au moment de l'excavation de la série CX.2 (notamment en comparaison entre C3.2 et C4.2, qui n'ont pas eu la même production de biogaz jusqu'à présent). Un protocole d'analyses complet devrait toutefois permettre d'identifier s'il y a eu potentiellement des fuites massives de biogaz ou non, en comparant les potentiels méthanogènes initiaux et finaux des déchets, et sous réserve que ceux-ci soient représentatifs du milieu entier.

3.3. Conclusion : apports des essais confinés à large échelle

Le suivi de huit essais long terme dans un dispositif large échelle reproduisant des conditions très proches du stockage in situ, et avec un suivi unique d'un nombre important de paramètres a pu être réalisé sur un dispositif pilote complexe.

D'une part, des tendances pressenties ou données dans la littérature ont pu être confirmées : rôle majeur du pH, de l'humidité, de la température. D'autre part, des résultats uniques sur la biodégradation et le comportement hydrigue en conditions confinées, sous compression et à une échelle représentative ont pu être obtenus. Le pH semble être un indicateur pertinent, et peu onéreux à suivre, pour caractériser la qualité du gaz et donc l'état de biodégradation. La charge polluante des lixiviats (DCO, azote, ammonium) s'est avérée significativement plus faible sur les pilotes avec déchets prétraités, et cet indicateur est donc assez révélateur de la présence ou non d'un prétraitement. L'ajout de mâchefers a également eu un effet bénéfique, bien que moins marqué, sur la charge polluante en azote et carbone des lixiviats.

D'un point de vue hydrologique, la circulation des fluides à masse volumique importante, comme ici, semble complexe, comme l'avaient montré d'autres études antérieures au laboratoire (Stoltz, 2009). Le procédé d'humidification initiale des déchets, couche par couche, a permis d'attendre des niveaux de d'humidité dépassant largement les humidités rencontrées in situ. Ceci démontre l'efficacité de ce mode d'humidification, qui a par ailleurs permis de conserver des forts taux d'humidité tout au long des essais. Ces expériences ont permis aussi de démontrer une forte influence du type de déchet sur les propriétés hydriques en compression. Enfin, l'un des résultats majeurs de ces essais va être montré dans le prochain chapitre : il s'agit de l'exploitation et de la modélisation mécanique et bio-mécanique des tassements.

Quant aux conditions d'opération et de prétraitement, les essais démontrent un effet important du prétraitement qui garantit l'absence de phase d'inhibition précédant la méthanogénèse⁴¹, et permet une expression plus nette de la biodégradation. Les déchets bruts ont également produit nettement moins de méthane que les déchets prétraités, ce qui a des conséquences en terme d'opération et de rentabilité – même si ces résultats à l'échelle du pilote doivent impérativement être confirmés à une plus grande échelle. L'ajout de mâchefers a aussi permis de produire davantage de méthane que dans le cas du déchet brut, et son influence très positive sur le temps de latence avant méthanogénèse. Dans ce contexte, s'il s'agit de trouver un débouché à ces matériaux, leur utilisation en ISDND paraît possible, en prenant en compte les éventuels risques quant à la qualité des lixiviats.

L'étude complète et critique des bilans massiques telle que présentée ici au début, en cours et à la fin des essais ouvre aussi une « fenêtre » sur la biodégradation et les transferts de masse qui en découlent. Même si le bouclage des bilans reste à améliorer, cette étude aura permis un regard critique pour une approche intégrée du suivi, incluant le devenir des fractions à chaque instant, et cela n'a pas été présenté de la sorte dans la littérature à notre connaissance.

Une comparaison de ces résultats, notamment sur la série CX.2, avec des résultats à d'autres échelles sur les mêmes déchets, est en cours. L'étude des duplicats a cependant montré que l'on peut observer des variations non négligeables, même sur un même déchet et dans des conditions de lancement et d'opération identiques.

⁴¹ Condition qui peut, sur site, paradoxalement aller jusqu'à poser des problèmes si la production de biogaz est si rapide qu'elle précède la mise en place d'un système de captage...

Chapitre V. Tassements de déchets et relation avec la biodégradation

Résumé :

Ce cinquième chapitre aborde la modélisation mécanique et bio-mécanique des tassements de déchets.

En premier lieu, les mécanismes principaux du tassement sont analysés et une revue des modèles existants est réalisée. Les premières tentatives de modélisation du tassement se sont basées sur des modèles de la mécanique des sols. Cependant, le tassement de déchets est le résultat de processus mécaniques et biologiques, et ainsi des modèles mécaniques et bio-mécaniques spécifiques ont été proposées dans la littérature pour simuler de façon plus réaliste le tassement de déchets. Un modèle bio-mécanique prédictif basé sur la conversion solide-gaz a été développé dans le cadre de ce travail.

En second lieu, les résultats des expériences de compression large échelle développées au Chapitre IV sont interprétées en terme de tassement primaire et secondaire mécaniques. Les résultats sont également comparés à d'autres résultats de la littérature. Bien que la modélisation mécanique de la compression primaire soit pertinente, le tassement secondaire paraît plus difficile à interpréter d'un point de vue purement mécanique.

En dernier lieu, les résultats des expériences de compression large échelle du Chapitre IV ainsi que d'autres résultats de la littérature sont utilisés pour valider le modèle bio-mécanique de tassement proposé dans ce travail. Les paramètres biochimiques et mécaniques du modèle ainsi que l'influence de la biodégradation sur les tassements secondaires sont finalement discutés.

Abstract:

This fifth chapter addresses the mechanical and biomechanical modelling of waste settlements.

First, the main mechanisms of settlements and a review of existing models are presented. First attempts to model settlements used soil mechanics models. However, waste settlement is a result of both mechanical and biological processes, so more specific mechanical and biomechanical models were proposed in the literature to simulate the settlements of waste in a more realistic way. A predictive biomechanical model has been developed in the framework of this research that is based on a solid-to-biogas degradation model, and is finally presented

Second, the results of the large-scale compression experiments developed in Chapter IV are interpreted in terms of primary and secondary mechanical settlements. The results are also compared with other literature results. Although the mechanical modelling of primary compression is relevant, secondary settlements appear to be more difficult to interpret on a mere mechanical basis.

Third, the results of the large-scale compression experiments of Chapter IV as well as other literature results are used to validate the biomechanical settlement model proposed in this research. Finally, the biochemical and mechanical parameters of the model as well as the influence of biodegradation on secondary settlements are discussed.

1. Phénomènes de tassement et principes de modélisation

1.1. Les causes et l'expression du tassement

1.1.1. Définitions et principes

- Définition et hypothèses

Le tassement s'entend ici par la contraction verticale d'une couche élémentaire de déchets (Thomas, 2000). La plupart du temps, les études du tassements sont réalisées en conditions dites oedométriques, c'est-à-dire avec une contrainte verticale sur le déchet, qui se traduit par une déformation verticale, mais sans déformation latérale possible. Les déchets sont ainsi souvent étudiés dans des oedomètres, cylindres dont le plateau supérieur et/ou la base peuvent se déplacer, mais où les parois latérales sont fixes.

Ainsi, dans la suite, les variations de volume dues au tassement seront directement traduites en variation de hauteur de couche de déchet, l'hypothèse de conditions oedométriques impliquant pour le massif de déchets une largeur constante au cours du temps.

- Phases du tassement

Le tassement des déchets est considéré comme un phénomène continu mais irrégulier (Elagroudy et al., 2008) caractérisé par différentes phases. Généralement, on décompose le tassement des déchets en plusieurs phases. L'approche la plus classique citée dans la littérature considère trois principales phases (Sowers, 1973 ; Wall et Zeiss, 1995 ; Durmusoglu et al., 2005) :

- tassement (ou compression) instantané : cette composante du tassement est liée à la réponse rapide du déchet à son poids propre ou à une surcharge appliquée en haut de colonne, par exemple en raison d'un compactage, d'un ajout de couches supplémentaires de déchets, ou d'une construction sur le site ;
- tassement (ou compression) primaire : cette phase serait la conséquence de la dissipation des sous-pressions des liquides et du gaz dans le déchet par analogie avec la consolidation des sols. Elle intervient assez rapidement, dans les premières semaines suivant le dépôt du déchet ;
- tassement (ou compression) secondaire : cette phase correspond à un fluage du squelette, de la structure porteuse du massif de déchet, à des réarrangements lents, et à une perte de masse par biodégradation des déchets organiques.

Dans l'approche précitée à trois phases de tassement, la définition du tassement primaire a été transposée de l'étude des sols aux déchets. Elle n'est pas forcément pertinente pour des déchets, qui sont nettement plus perméables que les sols argileux, et qui atteignent rarement la saturation (Gourc et al., 2010), et, tout comme l'ont souligné El-Fadel et Khoury (2000), les processus de dissipation de pressions fluides ne peuvent donc pas être invoqués de façon convaincante pour expliquer le tassement primaire. De plus, la distinction faite entre tassement instantané et tassement primaire n'est pas aisée, surtout que les mesures de tassement immédiat sont, dans la pratique, quasi impossibles à réaliser.

Ici, nous préférons donc une description à deux phases : une phase de tassement primaire et une phase de tassement secondaire. Ce choix a également été fait par de nombreux autres auteurs qui incluent le tassement immédiat dans l'expression du tassement primaire (par exemple Olivier, 2003 ; Dixon et Jones, 2005 ; Ivanova et al., 2008 ; Hettiarachchi et al., 2009⁴² ; Powrie et al., 2009).

⁴² Ces auteurs nomment en revanche « tassement initial » le tassement immédiat et primaire.

- Tassement primaire

Le tassement primaire est généralement terminé après quelques semaines ou quelques mois (Sowers, 1973 ; El-Fadel et Khoury, 2000). Sous l'action d'une surcharge extérieure, les éléments fortement déformables (papier, textiles, plastiques en feuilles) et dégradables (substance organique) produiront une diminution substantielle du volume initial du massif de déchet. Pendant cette phase, les éléments inertes subissent de grandes déformations et ils tendent à se disposer selon une structure quasi définitive (Grisolia, 1995). Les contacts entre ces éléments seront encore en grande partie empêchés par les matériaux déformables et par la substance organique. Par contre, la dégradation de la partie organique est supposée ne pas intervenir durant cette phase du tassement.

- Tassement secondaire

Le tassement secondaire, quant à lui, est observé durant la quasi-totalité de la durée de vie de l'ISDND. Il a une origine double, à la fois mécanique et biologique (Bjarngard et Edgers, 1990 ; Park et al., 2002 ; Dixon et Jones, 2005 ; Hettiarachchi et al., 2007 et 2009 ; Machado et al., 2008). Cette phase se poursuivra pendant toute la durée de post-exploitation et de suivi par les exploitants. Notons que, généralement, plus de la moitié du tassement total est imputable au tassement secondaire (McDougall, 2007).

Grisolia et al. (1995) séparent la phase de tassement secondaire en trois sous-phases (tassement secondaire intermédiaire surtout dû à une première phase de fluage, tassement secondaire supplémentaire dû à la surimposition d'une cinétique de biodégradation, tassement secondaire résiduel induit par la déformation résiduelle du déchet, due à la réorientation mécanique retardée, la biodégradation étant terminée). La Figure V-1 présente cette approche du tassement.

La distinction de sous-phases au sein du tassement secondaire paraît assez réaliste car elle rend compte de la succession de phénomènes mécaniques puis biochimiques, et sera utilisée dans l'approche biomécanique proposée au § V-1.4. Toutefois, l'ampleur du tassement induit par la biodégradation, tel que décrit sur la Figure V-1, paraît assez irréaliste, car le tassement induit par la perte de masse reste une composante généralement non majoritaire du tassement secondaire pour un déchet type.

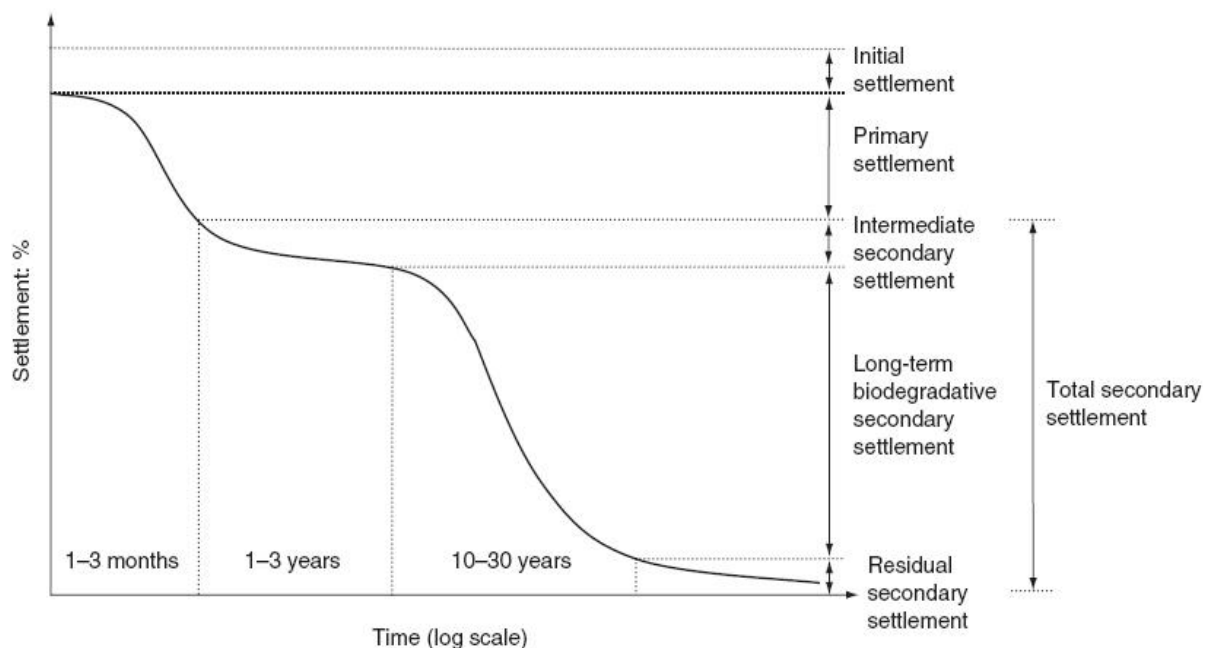


Figure V-1 : phases du tassement d'une couche de déchet en fonction du temps d'après l'approche de Grisolia et al. (1995).

- Enjeux liés aux tassements

Les tassements totaux peuvent atteindre de 25% à 50% de la hauteur initiale du déchet (Wall et Zeiss, 1995). Les enjeux liés au contrôle et à la prédiction des tassements sont donc importants. Ils sont principalement de deux natures (Ademe-Lirigm, 2005) :

- d'ordre sécuritaire et environnemental : optimisation de la pose de la couverture, pérennité des couvertures sous l'effet des tassements (notamment différentiels), efficacité du captage du biogaz, stabilité des talus, etc. ;
- d'ordre économique : prévision de la capacité de stockage de l'ISDND en fonction de la cote maximale autorisée⁴³ et optimisation de la durée d'exploitation.

Même si le recul concernant des anciens sites est relativement faible, on peut également noter que les tassements sont un enjeu majeur en post-exploitation. La stabilité bio-mécanique d'un site est en effet primordiale pour pouvoir en garantir une réutilisation. Des tassements non maîtrisés constituent en ce sens un frein majeur à toute réutilisation (Sowers, 1973 ; Durmusoglu et al., 2005).

Lorsque l'évaluation et la prédiction des tassements est réalisée en intégrant la biodégradation, les tassements peuvent également s'avérer un indicateur peu onéreux et facilement mesurable pour évaluer l'éco-compatibilité d'un site (Gourc et al., 2010), notion que nous avons abordée au § I-2.1.2.

Cependant, s'agissant des nombreux sites anciens, la prédiction des tassements est bien plus complexe que pour des sites récents, les données antérieures étant souvent insuffisantes pour caractériser la stabilité du massif et les tassements résiduels auxquels on peut s'attendre.

1.1.2. Mécanismes à l'origine du tassement et facteurs d'influence

- Origine du tassement mécanique

Le tassement mécanique a lieu tout au long de l'évolution du déchet. Il couvre donc les phases de tassement *primaire* et de tassement *secondaire*. Thomas (2000) relève dans la bibliographie plusieurs mécanismes responsables du tassement mécanique :

- actions mécaniques liées aux surcharges : les surcharges entraînent, comme pour tout milieu granulaire, un réarrangement ainsi qu'une distorsion et une réorientation des composants du déchet ;
- fluage : lent fluage irréversible du squelette à contrainte constante en fonction du temps ;
- percolation et tamisage : le lixiviat percolant à travers le milieu entraîne les éléments fins vers les vides laissés entre les plus gros éléments. De plus, la granulométrie de la partie organique décroît avec la biodégradation, et les éléments dégradés subissent un tamisage par la structure poreuse.

Le tassement *primaire* est essentiellement dû au premier mécanisme, alors que le tassement *secondaire mécanique* est essentiellement constitué par du fluage. Mais la percolation et le tamisage, ainsi que d'autres phénomènes issus de l'interaction des phénomènes précités, peuvent aussi avoir une influence sur les tassements mécaniques, et notamment le tassement secondaire.

- Origine du tassement biologique ou biochimique

Le tassement biologique ou biochimique a lieu quasi exclusivement durant la phase de biodégradation. Celle-ci n'intervenant généralement pas dès les premiers mois de stockage, on peut affirmer que le tassement biochimique est quasi exclusivement présent durant la phase de tassement *secondaire*. Seuls des changements physico-chimiques de corrosion, d'oxydation, ou éventuellement de combustion,

⁴³ Comme indiqué au § I-2.1.2., c'est l'arrêté d'autorisation d'exploitation qui fixe cette cote maximale, dont le respect est impératif, et qui conditionne donc l'exploitation.

peuvent intervenir sans biodégradation, mais ces phénomènes ne sont généralement pas prépondérants en terme d'effet sur les tassements.

Le tassement induit par la perte de masse, qui représente la majorité du tassement biochimique, est étroitement lié à la cinétique de biodégradation qui caractérise la vitesse des réactions biochimiques. Cette dernière dépend de nombreux paramètres biochimiques, notamment la quantité et la biodisponibilité de la matière organique, les populations microbiennes en jeu, la température, le pH... (Mehta et al., 2002 ; Dixon et Jones, 2005 ; McDougall, 2007). Le tassement biologique est principalement dû à la perte de masse consécutive à la biodégradation. Cette perte de masse peut atteindre jusqu'à 20% du poids sec initial (Thomas, 2000).

- Facteurs d'influence du tassement

Le tassement est influencé notamment par le type de déchet, la teneur en matière organique et en eau, la densité, la compressibilité, l'état de dégradation et la conduite d'opération sur l'ISDND (Elagroudy et al., 2008). Les mécanismes qui entrent en jeu pendant les processus des tassements sont en fait multiples et interagissent souvent entre eux. Le Tableau V-1 résume les principaux mécanismes du tassement et les facteurs contrôlant leur amplitude.

Un exploitant peut agir sur la déformabilité d'ensemble du massif de déchets en réalisant par exemple un prétraitement, un broyage, un tri ou un compactage des déchets. Les actions mécaniques auront pour principale conséquence une augmentation de la densité des déchets à la mise en place, des actions tendant à favoriser les réactions biologiques quant à elles auront un effet différé mais d'autant plus rapide qu'elles sont importantes.

Tableau V-1 : mécanismes et facteurs contrôlant le tassement de déchets (Manassero et al., 1997).

Mécanismes du tassement	Facteurs contrôlant l'amplitude du tassement
Compression mécanique et fluage	Compressibilité, composition initiale du déchet : granulométrie, forme des particules, propriétés intrinsèques à chaque composant...
Percolation et tamisage	Densité et porosité initiales, teneur en eau et fréquence d'injection/recirculation, teneur en matière organique
Effondrement ou rupture de macro-structures	Degré de surcharge et historique de chargement, conduction du compactage, mécanismes biologiques et chimiques (corrosion, oxydation, dissolution)
Perte de masse par biodégradation	Disponibilité du substrat, facteurs environnementaux (teneur en eau, température, pH...)

- Approches de modélisation

Les premières tentatives de modélisation du tassement remontent à Sowers (1973). Il considère une analogie entre les déchets et les sols tourbeux (« peat »), qui présentent un fort tassement primaire suivi d'un tassement secondaire d'ampleur comparable (Hettiarachchi et al., 2009). Mais la nature très hétérogène et anisotrope des déchets les rend bien plus difficiles à caractériser.

Il existe à ce jour un certain nombre de modèles de prédiction des tassements des déchets que l'on peut classer suivant différents critères en fonction de (Olivier, 2003) :

- l'origine des lois de comportement utilisées (mécanique des sols, biodégradation etc.) ;
- leur formulation (logarithmique, puissance, exponentielle, hyperbolique etc.) ;
- leur mode de résolution (analytique, géométrique, numérique).

Le critère de l'origine des lois utilisées paraît le plus pertinent pour une approche phénoménologique, ainsi, El-Fadel et Khoury (2000) classifient les modèles de tassements en 4 grands groupes :

- modèles issus de la mécanique des sols ;
- modèles rhéologiques ;
- modèles empiriques ;
- modèles incluant la biodégradation des déchets.

Dans notre approche, les 2 premiers types de modèles, qui sont mécaniques, seront étudiés au § V-1.2., et les modèles incluant la biodégradation, nommés « modèles bio-mécaniques » par la suite, seront étudiés au § V-1.3.

Les modèles purement empiriques seront abordés séparément et brièvement en fin de section, même si certains modèles mécaniques ou biologiques se basent sur des équations empiriques. Ces modèles, principalement basés sur des lois hyperboliques ou de puissance, peuvent parfois donner de bons résultats de modélisation, mais la signification physique des paramètres n'est pas claire, et leur validation sur un échantillon représentatif de données est souvent absente. Par ailleurs, de par leur formulation, ils peuvent conduire à une surestimation ou à une sous-estimation très forte des tassements observés (Park et al., 2002).

1.2. Les modèles mécaniques, rhéologiques et empiriques de tassement

1.2.1. Modèles mécaniques et application aux déchets

- Introduction aux modèles de la mécanique des sols : modèles de Buisman (1936) et Terzaghi (1943)

La théorie de la consolidation des sols, que l'on doit notamment à Buisman et Terzaghi, à partir des années 1930, est à l'origine de l'étude du comportement mécanique des déchets, qui est intervenue bien plus tardivement. Comme nous l'avons annoncé plus haut, on se placera dans ce qui suit dans le cadre de conditions oedométriques, la sollicitation étant représentée par une contrainte verticale σ_v .

Cette théorie exprime le tassement des sols en deux phases, une phase de tassement primaire pour tous les sols, et une phase plus différée de tassement secondaire pendant laquelle le squelette de sol continue son tassement, avec dissipation des surpressions interstitielles d'eau et d'air⁴⁴. Ces deux phases de tassement sont gouvernées par des lois propres que nous allons détailler. Le principe de superposition des effets est supposé applicable dans les sols, c'est-à-dire que le tassement total est la somme arithmétique du tassement primaire et du tassement secondaire.

Au préalable, il convient d'introduire la notion de contrainte effective σ' , appliquée au squelette solide, qui est la différence entre la contrainte totale σ et la contrainte reprise par les pressions des fluides interstitiels P (liquide et gaz) (Bishop, 1959) :

$$\sigma = \sigma' + P_g + \chi \cdot (P_l - P_g) \quad [V-1]$$

avec χ un paramètre lié au degré de saturation. C'est le phénomène différé de tassement par reprise progressive de la contrainte totale par le squelette dans les sols fins – à perméabilité limitée – qui est dénommé tassement secondaire dans les sols. A noter que dans les sols grenus, que l'on peut caractériser d'un point de vue hydrologique par « drainés », la surpression interstitielle est nulle et $\sigma' = \sigma$. Dans la plupart des cas cette condition est applicable aux déchets.

La présentation des modèles de mécanique des sols sera ici simplifiée à des fins de concision. Une présentation plus détaillée des différents modèles pourra être trouvée dans Thomas (2000) et Olivier (2003) par exemple.

Le tassement primaire ε_1 d'une couche élémentaire de sol s'exprime par la relation suivante (Terzaghi, 1943) :

$$\varepsilon_1 = \frac{\Delta h_1}{h_0} = C_R \cdot \log \left[\frac{\sigma_0' + \Delta \sigma'}{\sigma_0'} \right] \quad [V-2]$$

où Δh_1 est la variation de hauteur due au tassement primaire (m), h_0 est la hauteur initiale sous la contrainte σ_0' (m), C_R est le coefficient de compression primaire (-), σ_0' la contrainte effective de préconsolidation due au compactage (kPa) et $\Delta \sigma_0'$ l'accroissement de contrainte résultant de la mise en place de la surcharge.

Buisman (1936) est l'un des premiers à avoir supposé une évolution logarithmique du tassement secondaire ε_2 en fonction du temps. Ainsi, le tassement secondaire d'une couche élémentaire de sol s'exprime par la relation suivante :

$$\varepsilon_2 = \frac{\Delta h_2}{h_1} = C_{\alpha \varepsilon} \cdot \log \left[\frac{t}{t_1} \right] \quad [V-3]$$

⁴⁴ D'où la référence, dans les différentes phases du tassement de déchets, à une phase primaire avec dissipation des surpressions d'eau et de gaz, mais qui est plus discutable pour les déchets, comme vu au § V-1.1.1.

où Δh_2 est la variation de hauteur due au tassement secondaire (m), C_{ae} est le coefficient de compression secondaire (-), t est le temps (jours) et t_1 est le temps correspondant à la fin de la consolidation primaire, où l'épaisseur de la couche de sol vaut h_1 . Tout comme C_R , le coefficient C_{ae} est considéré comme une caractéristique intrinsèque du milieu étudié. Il est généralement admis que C_{ae} est indépendant de la charge appliquée (Olivier, 2003 ; Powrie et al., 2009).

- Adaptation aux déchets : modèle de Sowers (1973)

En se basant sur l'étude des sols organiques, et notamment les tourbes, Sowers (1973) fut l'un des premiers à proposer une transposition des lois de mécanique des sols aux déchets, et à proposer ce type de loi de comportement, mais seulement à l'échelle de la colonne de déchets, puisque seule la mesure du tassement de surface de l'ISDND est connu. L'analogie avec le tassement de sols fins a été retenue, même si l'équivalence entre une argile et un déchet ne semble pas évidente.

Le tassement primaire est calculé d'une façon très analogue au modèle de Terzaghi (Equation V-2) :

$$\varepsilon_1 = \frac{\Delta H_1}{H_{ref}} = C_R \cdot \log \left[\frac{\sigma_0' + \Delta \sigma'}{\sigma_0'} \right] \quad [V-4]$$

avec H_{ref} une hauteur de référence, généralement égale à la hauteur de la colonne de déchets à la fermeture de l'alvéole, ou plus pragmatiquement égale à la première hauteur mesurée. Les valeurs pour le coefficient C_R sont globalement comprises entre 0.05 et 0.47, avec une moyenne autour de 0.25 parmi la plupart des références dans la littérature (Olivier, 2003).

Pour le tassement secondaire, le calcul est très proche de la formule de Buisman (Equation V-3) :

$$\varepsilon_2 = \frac{\Delta H_2}{H_{ref}} = C_{ae} \cdot \log \left[\frac{t}{t_1} \right] \quad [V-5]$$

On constatera qu'ici, la même hauteur de référence H_{ref} pour la colonne est utilisée pour exprimer ε_1 et ε_2 , contrairement aux modèles de la mécanique des sols classique (Equations V-2 et V-3). Cette simplification provient de la difficulté, sur site, à déterminer une hauteur de fin de tassement primaire (Olivier, 2003). L'utilisation d'une même hauteur de référence pour les deux tassements est assez généralisée pour l'étude des déchets, et permet notamment d'écrire que le tassement total est la somme de ε_1 et ε_2 . Nous reprendrons cette convention pour faciliter la comparaison avec d'autres résultats.

Bien que de nombreuses valeurs de coefficient C_{ae} soient données dans la littérature, il paraît difficile de les comparer entre elles car la valeur du coefficient dépend largement des conventions adoptées sur le temps de début du tassement secondaire et donc sur la hauteur initiale considérée. La gamme de valeurs peut aller de 0.001 jusqu'à 0.24 (Dixon et Jones, 2005).

La valeur de t_1 pour une application du modèle à l'échelle de la colonne ou du site est généralement de 31 jours (El-Fadel et Khoury, 2000 ; Yuen et Styles, 2000 ; Olivier, 2003 ; Gourc et al., 2010). Lorsque, par analogie, un tel modèle est utilisé à une échelle plus réduite (couche élémentaire ou échantillon de laboratoire), un temps de 7 jours paraît plus réaliste (Olivier et Gourc, 2007 ; Gourc et al., 2010).

En conclusion, la méthode de Sowers reste couramment utilisée, même si elle souffre de quelques insuffisances (Olivier, 2003) :

- absence de standardisation des paramètres de temps, rendant une comparaison difficile ;
- paramètre de compression C_{ae} non intrinsèque, puisque le tassement secondaire n'est généralement considéré qu'à partir de la fin d'exploitation.

- Adaptation aux déchets : modèle de Bjarngard et Edgers (1990)

Le modèle de Bjarngard et Edgers (1990) se base également sur une loi logarithmique, et s'inspire fortement des modèles mécaniques, pour une application à la colonne de déchets. Partis de l'analyse de courbes de tassements de nombreux sites américains qui ont montré un comportement pas parfaitement logarithmique en fonction du temps, Bjarngard et Edgers ont proposé eux aussi une formulation du tassement en deux étapes : une formulation pour la part *mécanique* du tassement secondaire, et une formulation pour la part *biochimique* du tassement secondaire⁴⁵.

Le tassement primaire est évalué de manière analogue à la méthode de Sowers (1973) et des lois classiques de mécanique des sols. Le tassement secondaire est modélisé en suivant une loi logarithmique à deux coefficients de compression secondaire $C_{\alpha\epsilon 1}$ et $C_{\alpha\epsilon 2}$ qui traduisent d'une part le fluage mécanique seul, puis le fluage mécanique associé à la perte de masse due à la biodégradation.

L'expression générale du tassement secondaire est alors :

$$\epsilon_2 = \frac{\Delta H_2}{H_0} = C_{\alpha\epsilon 1} \cdot \log \left[\frac{t_B}{t_1} \right] + C_{\alpha\epsilon 2} \cdot \log \left[\frac{t}{t_B} \right] \quad [\text{V-6}]$$

où t_B est le temps correspondant au début du tassement induit par la biodégradation. Cette relation est valable pour $t > t_B$. A noter que dans cette expression, la biodégradation n'est pas prise de manière explicite, mais interprétée comme une modification du coefficient de compression secondaire. Les auteurs constatent des valeurs de $C_{\alpha\epsilon 1}$ relativement faibles, inférieures aux valeurs de $C_{\alpha\epsilon}$ selon Sowers, mais des coefficients $C_{\alpha\epsilon 2}$ nettement supérieurs aux coefficients de compression secondaire du modèle de Sowers.

Ce modèle est intéressant car il permet d'affiner l'approche des tassements par rapport au modèle de Sowers, mais il souffre notamment :

- d'une approche purement *descriptive* de la valeur des coefficients de compression, mais aussi du temps à partir duquel on observe une accélération du tassement. Il y a augmentation du nombre de paramètres à caler, qui n'ont pas forcément un sens physique ;
- d'une approche assez *empirique* des phénomènes de biodégradation, avec notamment le risque qu'une biodégradation incomplète ou irrégulière soit très mal prise en compte par ce modèle.

- Adaptation aux déchets : autres déclinaisons du modèle de Sowers

Le modèle de Sowers ou ses adaptations demeurent les modèles les plus utilisés pour l'étude mécanique des déchets (Dixon et Jones, 2005), même si les modèles couplant un effet de biodégradation aux phénomènes mécaniques semblent dorénavant incontournables (Gourc et al., 2010).

De nombreuses interprétations et adaptations du modèle de Sowers existent. Olivier (2003) en présente plusieurs, que nous ne détaillerons pas ici. Plusieurs auteurs se sont basés sur l'analyse des taux de déformation (Yen et Scanlon, 1975 ; Coumoulos et Koryalos, 1997 ; Park et al., 2002), résultant notamment dans des formes différentielles de l'équation de Sowers.

Dans la ligne de l'adaptation par Bjarngard et Edgers (1990), une déclinaison du modèle de Sowers a aussi été proposée avec deux coefficients analogues aux coefficients de compression secondaire, α_c et α_b (Watts et Charles, 1999 ; Powrie et al., 2009). Le premier coefficient est représentatif du fluage, le second, de la biodégradation, et les auteurs constatent, sur des pilotes de laboratoire, que la part de la biodégradation est parfois beaucoup plus forte que celle du fluage mécanique (jusqu'à 10 fois). De façon très similaire, mais avec des notations et des coefficients légèrement différents, Hossain et Gabr

⁴⁵ Etant basé sur un modèle développé en mécanique des sols, ce modèle est présenté dans cette section, même s'il attribue une part de tassement à la biodégradation.

(2005) utilisent également deux coefficients de compression secondaire pour tenir compte de la biodégradation.

Globalement, tous ces modèles expriment le tassement primaire en fonction de la contrainte appliquée, et le tassement secondaire en fonction du temps. La dépendance aux autres caractéristiques du déchet ou du mode d'opération n'est qu'implicite, et souvent difficile à appréhender, puisqu'elle passe par des coefficients englobant toutes ces caractéristiques d'un seul tenant – mécaniques, biologiques, facteurs environnants.

- Adaptation aux déchets : modèle ISPM de Thomas (2000) - Olivier et Gourc (2003 ; 2007)

Le modèle incrémental de prédiction des tassements (« *Incremental Settlement Prediction Model* », ISPM) a été développé au Lirigm-LTHE de Grenoble. Il permet de prendre en compte l'historique d'exploitation du site, et se fonde sur une approche incrémentale des tassements primaires et secondaires (Olivier, 2003 ; Olivier et Gourc, 2007).

Pour toute couche élémentaire de déchet i , définie par des paramètres de comportement intrinsèques et remplie au temps τ_i , on considère un tassement primaire et un tassement secondaire, dont les actions se chevauchent à l'échelle de la colonne de déchet dans son ensemble, qui comprend n couches de déchets, pour une hauteur totale H_0 (Figure V-2).

Les couches élémentaires de déchets sont supposées être d'une épaisseur de l'ordre du mètre, et sont compactées en une seule opération lors de l'exploitation. L'historique du chargement est pris en compte, avec un tassement décalé de chaque couche.

Le tassement primaire est modélisé selon une loi classique logarithmique en fonction de la contrainte, en introduisant la notion de contrainte de préconsolidation σ_c . Le modèle utilise alors un coefficient de compression primaire « intrinsèque » C_R^* , qui est différent du coefficient de compression global résultant de l'application de la formule à une colonne.

Le tassement primaire de toute une colonne de déchet s'évalue alors en prenant en compte la surconsolidation des couches supérieures à la couche indicée i_c par sommation des tassements primaires de toutes les couches inférieures, normalement consolidées :

$$\varepsilon_{1,n} = \sum_{i=1}^{i_c-1} \frac{\Delta h_{1,i}}{h_0} = C_R^* \cdot \log \left[\frac{\prod_{i=1}^{i_c-1} ((n-i) \cdot \gamma \cdot h_0 + q)}{(\sigma_c)^{i_c-1}} \right] \quad [\text{V-7}]$$

A noter qu'ici on suppose l'application d'une charge q en surface de l'ISDND, correspondant en particulier au poids de la couverture (Figure V-2).

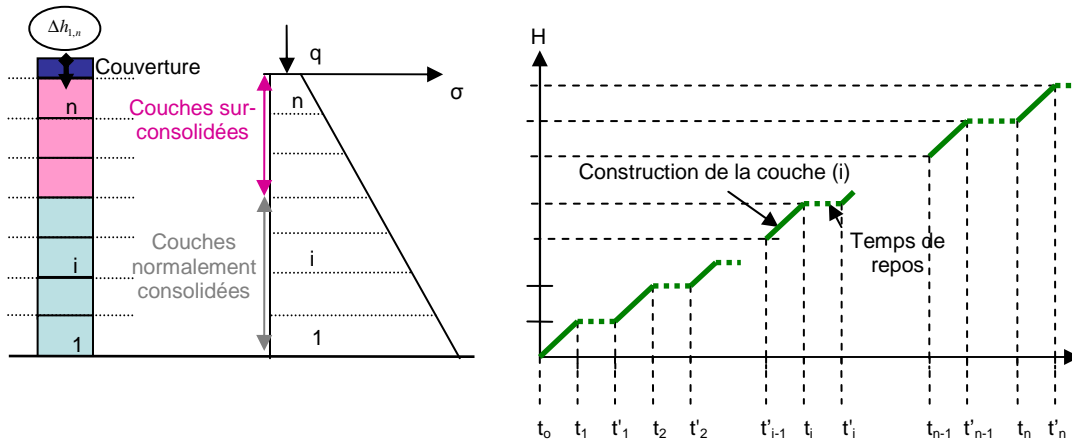


Figure V-2 : principe du modèle incrémental ISPM (Nousheen-Arif, 2010).

Le calcul du tassement secondaire suit une loi classique de fluage, logarithmique en fonction du temps, et considère là aussi un coefficient de compression secondaire intrinsèque $C_{\alpha\epsilon}^*$ par opposition au coefficient de compression secondaire global. Par ailleurs, le modèle ISPM considère la possibilité d'une période d'arrêt τ_{rj} (éventuellement nulle) entre la mise en place de deux couches, j et $j + 1$. L'expression intégrée sur la colonne prend alors la forme :

$$\epsilon_{2,n}(t) = \sum_{i=1}^n \frac{\Delta h_{2,i}(t)}{h_0} = C_{\alpha\epsilon}^* \cdot \log \left[\frac{t \cdot \prod_{i=1}^{n-1} \left(t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj} \right)}{\prod_{i=1}^n \tau_i} \right] \quad [\text{V-8}]$$

Ce modèle a donné de très bons résultats sur un certain nombre de sites français (Olivier, 2003), et a également été appliqué à l'étude de tassements sur des dispositifs de laboratoire (Olivier et Gourc, 2007). Il nécessite de plus relativement peu de paramètres. L'application directe du modèle pour tout type de site paraît toutefois difficile sans une connaissance approfondie de la mise en place des déchets, et une expertise dans l'interprétation.

Ici, les valeurs de $C_{\alpha\epsilon}^*$ permettent une comparaison entre elles, contrairement aux valeurs globales du modèle de Sowers, puisque dans le modèle de Sowers, l'historique de la mise en place ainsi que la hauteur de la colonne de déchets influencent le résultat. Les valeurs sont comprises dans la gamme 0.045-0.09 (Olivier, 2003).

Ce modèle, utilisé pour prédire des tassements en ingénierie d'études, est très intéressant, mais on peut toutefois regretter que la biodégradation ne soit pas prise explicitement en compte, alors qu'elle peut représenter une part importante des tassements induits. La biodégradation est en fait « comprise » dans le coefficient de compression secondaire, ce qui représente toutefois une approximation et qui ne peut nécessairement pas répondre à la diversité de cas observés d'un point de vue de l'exploitation, puis la cinétique de biodégradation qui dépend en particulier de l'humidité du déchet modifiera ce coefficient $C_{\alpha\epsilon}^*$.

1.2.2. Modèles rhéologiques et application aux déchets

- Introduction aux modèles de la mécanique des sols : modèle de Gibson et Lo (1961)

Le comportement mécanique des déchets a aussi été étudié sous l'angle de la rhéologie, qui étudie la déformation et l'écoulement de la matière sous application d'une contrainte. Gibson et Lo (1961) ont proposé un modèle rhéologique représentatif à la fois du tassement primaire et secondaire de sols compressibles.

Le principe du modèle est de considérer :

- une compression primaire représentée par un ressort de Hooke de compressibilité a (indépendante de la contrainte effective appliquée σ') ;
- une compression secondaire représentée par l'association (dite de Kelvin) d'un ressort de Hooke de compressibilité b monté en parallèle avec un amortisseur de viscosité λ/b . La présence de cet amortisseur se traduit par un retard de la compression de l'ensemble (Figure V-3).

Le tassement total (primaire et secondaire) se calcule alors d'après les lois de l'élasticité selon la formule :

$$\epsilon_t = \frac{\Delta h(t)}{h_0} = \sigma' \cdot \left(a + b \cdot \left(1 - e^{-\lambda/b \cdot (t-t_0)} \right) \right) \quad [\text{V-9}]$$

Les coefficients a et b peuvent être interprétés respectivement comme l'inverse d'un module oedométrique et un paramètre de compression secondaire (tous deux exprimés en 1/kPa), et le terme λ/b est un taux de compression secondaire (en 1/jour) (Olivier, 2003).

- Adaptation aux déchets : modèles d'Edil et al. (1990) et de Bleiker et al. (1995)

Bien que d'autres modèles rhéologiques plus complexes existent pour les sols, seul le modèle de Gibson et Lo paraît réellement envisageable pour une application aux déchets (El-Fadel et Khoury, 2000). Le modèle de Gibson et Lo a été développé pour des sols fins, mais plusieurs auteurs l'ont appliqué au milieu déchet (Edil et al., 1990 ; Bleiker et al., 1995 ; Park et al., 2002). Les résultats seraient moins satisfaisant qu'avec d'autres types de modèles mécaniques ou empiriques (Edil et al., 1990). Le modèle est appliqué tel quel et les paramètres a , b et λ peuvent être déterminés à partir du tassement final et d'essais de laboratoire (Olivier, 2003).

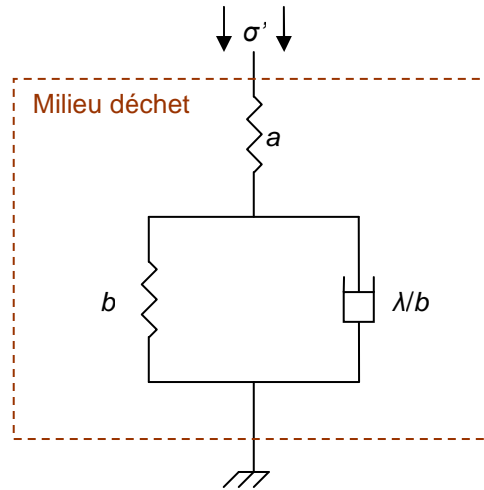


Figure V-3 : représentation du modèle de Gibson et Lo (1961).

L'une des adaptations par rapport au modèle développé pour les sols est de considérer des coefficients de compressibilité a et b variables en fonction de la contrainte appliquée (Bleiker et al., 1995). Une difficulté de ce modèle reste que la détermination du temps initial t_0 est difficile, tout comme pour les autres modèles mécaniques. L'utilisation de modèles rhéologiques pour les déchets est nettement plus limitée que celle des modèles mécaniques.

1.2.3. Modèles empiriques et application aux déchets

- Modèle hyperbolique de Ling et al. (1998)

Une loi purement empirique de fluage a été proposée par Ling et al. (1998) pour les déchets. Celle-ci s'exprime par :

$$\varepsilon_2(t) = \frac{\Delta h_2(t)}{h_0} = \frac{t}{h_0 / \rho_0 + t / \varepsilon_{fin}} \quad [V-10]$$

où ε_{fin} est le tassement ultime de la colonne de déchets (m/m) (valeur asymptotique). L'avantage de ce modèle est d'être suffisamment flexible pour pouvoir envisager des prédictions à partir de n'importe quel instant initial retardé après la fin d'exploitation (Olivier, 2003). Selon les auteurs du modèle, ce dernier donnerait de meilleurs résultats que les autres lois empiriques sur un certain nombre de sites américains et de données issues de la littérature. En revanche, il n'est pas prédictif puisqu'il requiert la valeur de tassement final. On peut enfin noter que cette expression sous forme hyperbolique est une forme d'intégration des lois logarithmiques classiques de la mécanique des sols (Powrie et al., 2009).

- Modèle en loi de puissance d'Edil et al. (1990)

Une loi en puissance a été proposée par Edil et al. (1990) pour les déchets, se basant sur une utilisation de lois de ce type pour caractériser le comportement de nombreux matériaux en ingénierie :

$$\varepsilon_2(t) = \frac{\Delta h_2(t)}{h_0} = \sigma' \cdot m \cdot \left(\frac{t}{t_r} \right)^n \quad [\text{V-11}]$$

où m représente la compressibilité du déchet (1/kPa), t_r un temps de référence introduit par souci d'homogénéité (jours) et n représente le taux de compression. Les valeurs de m et n varient selon le type d'ISDND et peuvent être évaluées à travers des analyses de régression a posteriori, basées sur le développement des tassements à la fermeture de l'ISDND (fin d'exploitation).

Ce modèle est simple mais, comme remarqué notamment par Park et al. (2002), la fonction puissance tend toutefois à diverger et donc à donner des valeurs de tassements largement surestimées pour des temps importants, ce qui rend son application problématique. Il n'est donc pas très répandu dans la modélisation des tassements de déchets.

1.3. Les modèles bio-mécaniques de tassement

1.3.1. Introduction aux modèles bio-mécaniques et remarques préliminaires

- Catégories de modèles bio-mécaniques

Les modèles de prédiction ou de description des tassements incluant explicitement la biodégradation sont nettement plus récents que les modèles mécaniques. Tout comme pour les modèles mécaniques et assimilés, il y a une grande diversité dans la formulation des modèles, mais la plupart de ces derniers combinent une approche mécanique à une approche biochimique, ils sont donc dits *bio-mécaniques*.

Park et al. (2002) ont évalué la performance de plusieurs modèles mécaniques à déterminer le tassement induit par la biodégradation, lorsqu'une composante supplémentaire leur était ajoutée. Les performances obtenues notamment avec les modèles de type Sowers sont plutôt bonnes. Cette étude se rapproche des modèles mécaniques incluant un terme lié à la biodégradation (Bjarngard et Edgers, 1990 ; Watts et Charles, 1999 ; Hossain et Gabr, 2005 ; Powrie et al., 2009). Ces modèles ne modélisent pas la biodégradation en tant que telle, mais ajoutent simplement un terme de tassement supplémentaire empirique. Ils ne seront pas repris ici, où nous nous détaillerons des modèles exprimant explicitement la biodégradation.

- Contributions relatives du tassement mécanique et du tassement biochimique

La part du tassement imputable à la biodégradation est souvent difficile à estimer, et dépend de la fraction organique du déchet. Les auteurs s'accordent en tout cas tous pour dire qu'elle ne peut être ignorée ou négligée. Coduto et Huitric (1990) évaluent ce tassement dû à la biodégradation entre 18-24 % de l'épaisseur total du massif de déchet. Hossain et al. (2009) estiment que jusqu'à 50% du tassement total peut être expliqué par la biodégradation, ce qui est en accord avec les chiffres précités. Des auteurs ont démontré que le tassement dû à la perte de masse peut être, dans certains cas, plus important que le tassement visco-mécanique (Park et al., 2002 ; Powrie et al., 2009 ; Benbelkacem et al., 2010). Mais ces cas correspondent généralement à des pilotes suivis à relativement court terme dans lesquels les conditions de biodégradation sont optimales, parfois sans application de contrainte verticale, et avec une faible part de fluage mécanique (cette part se poursuivant au cours du temps). À l'inverse, Bareither et al. (2008) ont obtenu un tassement supplémentaire induit par la biodégradation n'était que de 10% du tassement total. On voit ainsi que les cas de figure peuvent être multiples. Comme les réactions biochimiques peuvent s'interrompre en raison de la consommation totale du substrat, ou d'humidité insuffisante, et que le fluage mécanique du squelette continuera sur une durée plus longue, la proportion des deux types de tassements ne peut avoir qu'une valeur indicative.

- Paramètres à prendre en compte dans la modélisation

Les processus intervenant dans la biodégradation sont complexes et on doit évidemment se poser la question des paramètres à considérer. Certains modèles, couplés aux autres phénomènes ayant lieu dans les déchets, se veulent très exhaustifs (Hettiarachchi et al., 2007 ; 2009 ; McDougall, 2007), mais deviennent assez complexes à utiliser et à caler compte tenu du nombre de paramètres. A l'inverse, certains modèles purement empiriques ne requièrent que quelques paramètres (Elagroudy et al., 2008).

Le choix des paramètres à considérer dépend de la finalité souhaitée pour le modèle, sachant qu'un modèle très complexe sera plus lourd et plus difficile à utiliser, mais décrira plus précisément les phénomènes. McDougall (2007) signale à juste titre que la biodégradation est sujette à de nombreux facteurs et qu'elle ne saurait donc être considérée comme dépendant uniquement du temps.

Hettiarachchi et al. (2009) ont réalisé une étude de sensibilité sur un certain nombre de paramètres biochimiques et mécaniques. Ils ont montré que la constante cinétique de biodégradation et le coefficient de compression secondaire étaient de loin les deux paramètres les plus sensibles. Cette étude confirme par ailleurs l'intérêt de l'approche générale bio-mécanique du problème des tassements.

- Détermination du début de la biodégradation ou du tassement accéléré

Les modèles biochimiques se heurtent souvent à la question du démarrage de la biodégradation. Selon l'étude de Bjarngard et Edgers (1990), le démarrage vers 200 à 4000 jours après la fin d'exploitation du casier. Mais à une échelle de laboratoire, la biodégradation peut démarrer instantanément (Elagroudy et al., 2008) ou après un temps de latence de l'ordre de la centaine de jours ou plus (Benbelkacem et al., 2010 ; Gourc et al., 2010).

La plupart des modèles de la littérature se contentent soit de définir la date de début de l'accélération des tassements par observation a posteriori, soit de la fixer arbitrairement, soit de la fixer en fonction des flux ou de la qualité du biogaz.

Toutes ces questions se poseront donc pour tous les différents modèles. Nous allons voir successivement quelques modèles physiques, et empiriques s'attachent à montrer l'influence de la biodégradation dans le tassement. La distinction entre modèles physiques et empiriques est ici difficile à réaliser, dans la mesure où la plupart des modèles combinent les deux approches.

1.3.2. Modèles biochimiques et application aux déchets

- Modèles hydro-bio-mécaniques de McDougall (2007) et de Lobo et al. (2008)

McDougall (2007) a proposé un modèle très complet, HBM, permettant non seulement de calculer les tassements (part mécanique et part biochimique), mais aussi de prédire la teneur en eau, la pression capillaire et des éléments concernant la biochimie des lixiviats notamment. Le modèle de Lobo et al. (2008), Moduelo, lui est très similaire dans la façon d'exprimer les tassements induits par la biodégradation, et sera présenté également.

A des fins de simplification, nous ne considérerons ici que la partie du modèle s'intéressant aux tassements. Le tassement mécanique est calculé selon des lois classiques de mécanique des sols, telles que vues au § V-1.2.1. Le tassement secondaire induit par la biodégradation fait intervenir, pour les deux modèles, un coefficient α (noté Λ dans HBM), qui traduit la variation de volume des vides V_v en fonction de la variation de volume de solide V_s :

$$dV_v = \alpha \cdot dV_s \quad [V-12]$$

Ce coefficient de proportionnalité n'est pas une constante, mais varie en fonction de la biodégradation (McDougall, 2007). Dans ce modèle, il doit nécessairement être calibré en fonction des données propres à la situation étudiée. Le tassement induit par la biodégradation est alors calculé par :

$$\varepsilon_B = \Omega \cdot (e - \alpha) \cdot \frac{dV_s}{V_s} \quad [V-13]$$

où ε_B est le tassement induit par la biodégradation, et e est l'indice des vides du déchet.

Ces modèles ont l'avantage d'être très complets puisqu'ils permettent non seulement de caractériser l'état mécanique du déchet, mais également son état hydrique et biologique. Ils restent cependant très lourds à utiliser, et l'on peut regretter qu'ils n'aient pas pu être validés sur davantage de cas. Le coefficient α n'est pas exprimable a priori, et nécessite un calage au cas par cas. Ils restent pour le moment d'ailleurs cantonnés à une approche au laboratoire, en raison des problèmes de calage rencontrés.

Dans un challenge européen pour évaluer la pertinence des modèles de prédiction du comportement bio-hydro-mécanique des déchets à long terme, les tassements réels avaient été largement sous-estimés par ces modèles (Beaven, 2008). On voit donc la difficulté qu'ont des modèles intégrés et avec de nombreux couplages à fournir une estimation précise des tassements – bien qu'ils soient souvent plus pertinents dans la prédiction d'autres paramètres d'évolution du milieu déchet.

- Modèle bio-mécanique de Machado et al. (2008)

Machado et al. (2008) ont proposé un modèle pour suivre le comportement mécanique long terme de déchets stockés. Ce modèle inclut une prise en compte assez fine de la biodégradation. Le milieu déchet est décomposé ici en quatre fractions (milieu gazeux, milieu liquide, matrice organique, fibres). Le modèle est assez comparable au module de tassements des modèles de McDougall (2007) et Lobo et al. (2008), et considère lui aussi un paramètre α identique aux modèles précédents (Equation V-12, avec $\Lambda = \alpha$). Toutefois, ici, Machado et al. proposent une relation explicite pour calculer le paramètre α , supposé dépendre du temps :

$$\alpha(t) = \frac{-\alpha^* \cdot \Delta M_{so}}{M_{so}} \quad [V-14]$$

où α^* est un coefficient constant cette fois-ci, contrairement aux modèles précités, représentatif du taux de dégradation, et M_{so} est la masse de solide organique contenue dans le déchet (kg). La loi de dégradation de la masse organique considérée répond alors à une cinétique de premier ordre. La relation obtenue par Machado et al. pour l'expression du tassement secondaire induit par la biodégradation est la suivante :

$$\frac{d\varepsilon_b}{dt} = -\left(\frac{\rho_s}{\rho_{sp}}\right) \cdot \left(\frac{1}{1+e_0}\right) \cdot \left(1 - \alpha^* \frac{\Delta M_s}{M_{so}}\right) \cdot \frac{\partial M_s}{\partial t} \cdot \frac{1}{M_{so}} \quad [V-15]$$

où ρ_s et ρ_{sp} sont respectivement les masses volumiques du solide et du solide organique (t/m^3), et e_0 est l'indice des vides initial.

Ce modèle est moins complexe que le modèle hydro-bio-mécanique précité, notamment car il n'en inclut pas les couplages multiples. Son utilisation est plus aisée, et la traduction de la perte de masse en perte de volume semble plus concluante ici, car les auteurs proposent une expression explicite (Equation V-14). Toutefois, on peut regretter que ce modèle n'a été appliqué qu'à des cas théoriques, et qu'il n'ait donc pas pu être réellement validé sur des données réelles.

- Modèle empirique d'Elagroudy et al. (2008)

Elagroudy et al. (2008) ont proposé un modèle purement empirique pour les tassements secondaires induits par la biodégradation. Se basant sur plusieurs travaux de leur équipe de recherche, ils proposent une expression simple pour calculer les tassements induits par la biodégradation, de la forme :

$$\varepsilon_b = A \cdot (1 - e^{-B \cdot t}) \quad [V-16]$$

Le facteur A représente le tassement total (final) observé, et le facteur B représente le taux de tassement initial. Cette approche est implicitement celle d'une cinétique de premier ordre.

Dans les cas étudiés, la part de tassements induits par la biodégradation est très importante, mais il ne s'agit que d'essais de petite échelle en laboratoire. Les résultats obtenus sont assez bons en terme de description des tassements, et les auteurs ont testé le modèle avec différents modes d'opération (conditions de recirculation, nature du substrat).

Mais si le modèle empirique obtient de bons résultats, le défaut majeur de ce modèle est d'être un modèle descriptif, a posteriori, et qui ne permet pas d'entrevoir une prédiction des tassements. Enfin, s'agissant d'un modèle empirique, les paramètres peuvent certes être interprétés d'un point de vue physique, mais ne sont reliés à aucune variable d'état ou paramètre de la biodégradation.

- Modèle bio-mécanique de Hettiarachchi et al. (2007 ; 2009)

Hettiarachchi et al. (2007 et 2009) ont proposé un modèle prenant en compte les effets de l'humidité, de la pression de biogaz et de la biodégradation sur le tassement long terme de déchets stockés. Ce modèle inclut des couplages relativement complexes, mais sa formulation est plus simple que les modèles HBM et Moduelo (McDougall, 2007 ; Lobo et al., 2008). Tout comme dans le modèle de Machado et al. (2007), le milieu déchet est décomposé en plusieurs fractions, ici au nombre de six, dont quatre solides (milieu gazeux, milieu liquide, solides rapidement dégradables, solides lentement dégradables, solides peu dégradables, solides non dégradables). Le tassement biologique global est exprimé comme la somme du tassement des différentes fractions :

$$\varepsilon_b = \frac{M_s^0}{v^0} \cdot \sum_{i=1}^4 \frac{f_{si}}{\rho_{si}} \cdot (1 - e^{-\lambda_i \cdot t}) \quad [V-17]$$

où M_s^0 est la masse de solide totale initiale dans le déchet (kg), v^0 le volume total initial du déchet (m^3), f_{si} la fraction massique solide i (M_{si}^0/M_s^0), ρ_{si} la masse volumique de cette même fraction i (kg/m^3), et λ_i la constante cinétique de biodégradation de premier ordre associée à la fraction i (1/an). La sommation est réalisée sur les quatre fractions solides.

On peut constater une grande similitude de forme avec le modèle empirique d'Elagroudy et al. (2008) qui propose une formulation similaire, mais ici, la signification physique des paramètres est plus claire, et la formulation est plus fine puisqu'elle détaille différentes fractions. La cinétique de biodégradation considérée est de premier ordre ici aussi. On peut regretter que la validation de ce modèle n'ait été faite que sur un cas hypothétique.

1.3.3. Conclusions sur les modèles biochimiques existants

Bien que la relation entre tassements et biodégradation soit reconnue par de nombreux auteurs, la modélisation explicite des tassements induits par la biodégradation n'est pas encore très répandue. Les quelques modèles existants sont soit d'utilisation complexe, et n'ont pas été validés de façon convaincante, soit d'utilisation très simple, mais avec une interprétation physique des paramètres discutable. Les modèles physiques avec de nombreux couplages nécessitent une connaissance très fine du milieu déchet et de son évolution, et une puissance de calcul importante, ce qui n'est pas toujours adapté pour le moment à une utilisation large des modèles.

Force est de constater qu'aucun modèle n'a pu donner de résultats tout à fait convaincants sur des cas réels. Par ailleurs, face à ce foisonnement de modèles, les études mécaniques de déchets se rabattent souvent sur des modèles très simples comme celui de Sowers, bien que paradoxalement on en connaisse les limites. Il y a donc nécessité d'approfondir les recherches sur le lien entre tassement et biodégradation, et de contribuer à proposer un modèle simple, mais basé sur la physique des problèmes, et qui puisse être validé sur des cas réels.

1.4. Proposition d'un nouveau modèle bio-mécanique de tassement

1.4.1. Introduction au modèle bio-mécanique du LTHE

- Objectifs du modèle

Dans ce travail, un modèle bio-mécanique de tassements secondaire de déchets a été proposé pour contribuer à l'amélioration de la compréhension de ces phénomènes dans les déchets. Compte tenu de la longue liste des modèles existants, il n'aurait pas été souhaitable de proposer un nouveau modèle s'il ne pouvait s'affranchir de certaines des limitations des modèles précédents. Ainsi, les objectifs de ce modèle sont principalement :

- la proposition d'un modèle à formulation suffisamment *simple* pour qu'il puisse être utilisé dans un grand nombre de cas, et pour qu'il fonctionne avec un nombre limité de *paramètres caractéristiques* ;
- l'étude approfondie de la relation entre *tassement* et *biodégradation* par la recherche d'une relation physique du problème ;
- la validation argumentée sur un nombre importants de *cas tests réels* du modèle pour s'assurer de sa pertinence.

Pour ce faire, ce modèle s'est inspiré de deux approches particulièrement pertinentes :

- le modèle de Buisman (1936) - Sowers (1973) dans sa déclinaison ISPM (Olivier et Gourc, 2007) pour la partie mécanique du modèle ;
- le modèle de Machado et al. (2007) dont certaines hypothèses générales et en particulier sur la conversion solide-gaz seront conservées.

Ce modèle constitue un préalable à la modification du modèle incrémental ISPM qui permettra à terme de prendre en compte la biodégradation à l'échelle d'une colonne de déchets. Il semble en effet très prometteur de coupler d'une part :

- un modèle bio-mécanique robuste à l'échelle de la *couche élémentaire*, qui permettrait d'expliquer la part de tassement secondaire imputable à la biodégradation, et celle imputable à un fluage mécanique ;
- un modèle incrémental prenant en compte le tassement d'une colonne de *n couches* de déchets, et prenant en compte l'historique d'exploitation.

Dans le cadre de ce travail, nous nous attacherons au premier point, le deuxième point étant en cours de développement actuellement au LTHE. Il convient de dire ici que, contrairement à d'autres modèles, on ne s'intéressera qu'aux tassements, sans prise en compte directe des hypothétiques variations de pression des fluides (biogaz et lixiviats). Cette approche a été choisie afin de rationaliser des phénomènes très complexes tout en conservant le sens physique, et en encourageant l'utilisation du modèle bio-mécanique en ingénierie géo-environnementale (Gourc et al., 2010).

- Pertinence de l'approche bio-mécanique

Il a été noté depuis longtemps que le tassement secondaire de déchets était influencé par la biodégradation (Sowers, 1973 ; Bjarngard et Edgers, 1990 ; Reinhart et Townsend, 1998). Toutefois, la prise en compte de la biodégradation dans les modèles est beaucoup plus récente. L'intérêt s'en est vu renouvelé en raison des tentatives, récentes, d'optimisation de la biodégradation, par les techniques de prétraitement et du bioréacteur.

Alors qu'une stabilisation biochimique était envisagée sur une trentaine d'années au minimum il y a quelques décennies (Sowers, 1973), les traitements optimisés pourraient potentiellement ramener cette période à quelques années (Wall et Zeiss, 1995 ; FNADE-Ademe, 2007 ; Zhao et al., 2008).

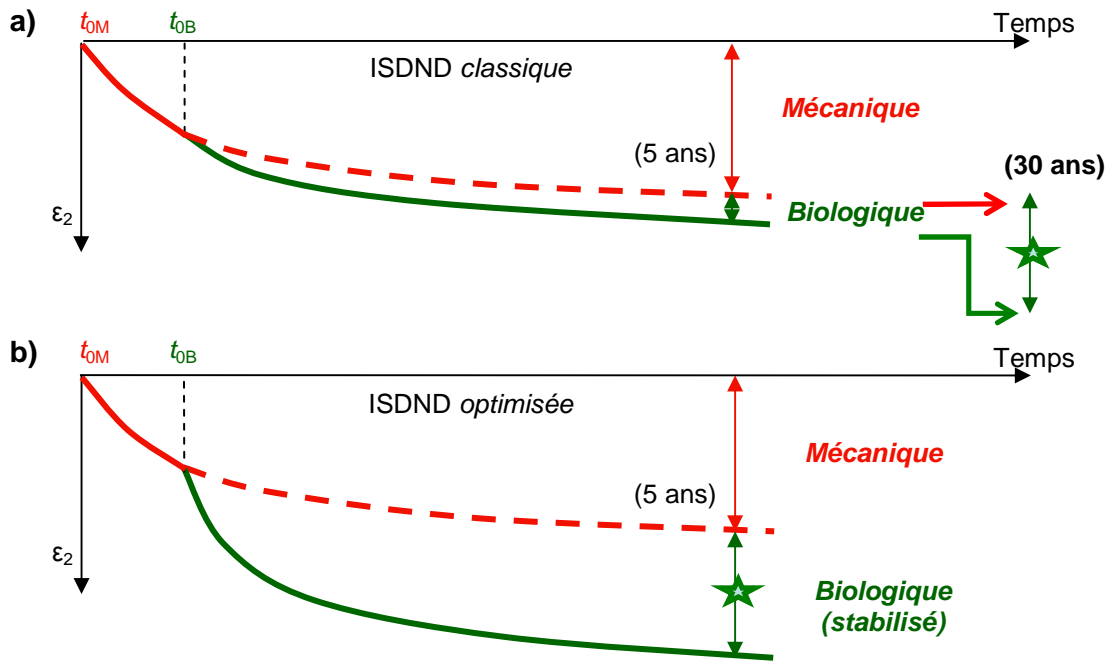


Figure V-4 : parts de tassement secondaire mécanique et biologique typique sur une ISDND opérée de façon « classique » et sur une ISDND « optimisée » (Staub, 2010).

Dans ce contexte, il nous est apparu dans ce contexte d'accélération de la biodégradation que cette dernière pouvait être un phénomène suffisamment important pour que sa prise en compte directe s'impose. La Figure V-4 illustre ce phénomène : alors que sur une ISDND classique, la part du tassement biologique reste faible tout au long de la vie de l'installation, il n'en est pas forcément de même sur des sites optimisés.

La stabilisation biochimique intervenant plus tôt sur ces derniers, la part du tassement biochimique peut être très importante à court terme (ici, un exemple à 5 ans est donné). L'approche mécanique seule constitue donc une bonne approximation lorsque les phénomènes de biodégradation sont suffisamment lents ou négligeables devant le fluage mécanique. Pour de très nombreux sites conventionnels, c'est encore le cas à l'heure actuelle, mais l'on obtient des résultats en laboratoire qui ne permettent plus d'omettre la part biochimique du tassement à court terme.

1.4.2. Méthodologie et hypothèses générales

- Méthodologie du modèle

Comme nous l'avons indiqué plus haut, le lien entre tassement et biodégradation est la question cruciale à laquelle tout modèle bio-mécanique se devrait de répondre. S'il paraît évident que la perte de masse des déchets se traduit par un tassement d'une part et par une production de biogaz d'autre part, on peut s'étonner que l'expression de la perte de masse est généralement peu développée dans les publications sur le sujet. En particulier, la plupart du temps, les cinétiques utilisées sont calées a priori sans croisement des données avec les productions de biogaz, ou en prenant des valeurs prédéfinies.

La biodégradation peut être suivie par des indicateurs que nous avons développés au § II-1.3. Parmi ceux-ci, les indicateurs qualitatifs que sont la teneur en méthane du biogaz et le pH des lixiviats paraissent très pertinents pour suivre la biodégradation, parce que la modification de ces paramètres est significative durant les différentes phases de la biodégradation (Reinhart et Townsend, 1998).

Toutefois, pour caler une cinétique de biodégradation, il nous est apparu indispensable de mettre en place une méthode clairement définie garantissant une approche systématique et répétable. Pour ce faire, l'indicateur de la biodégradation choisi est la production de biogaz. Cette dernière permet à la fois de fixer le début de la biodégradation et d'en caractériser sa cinétique.

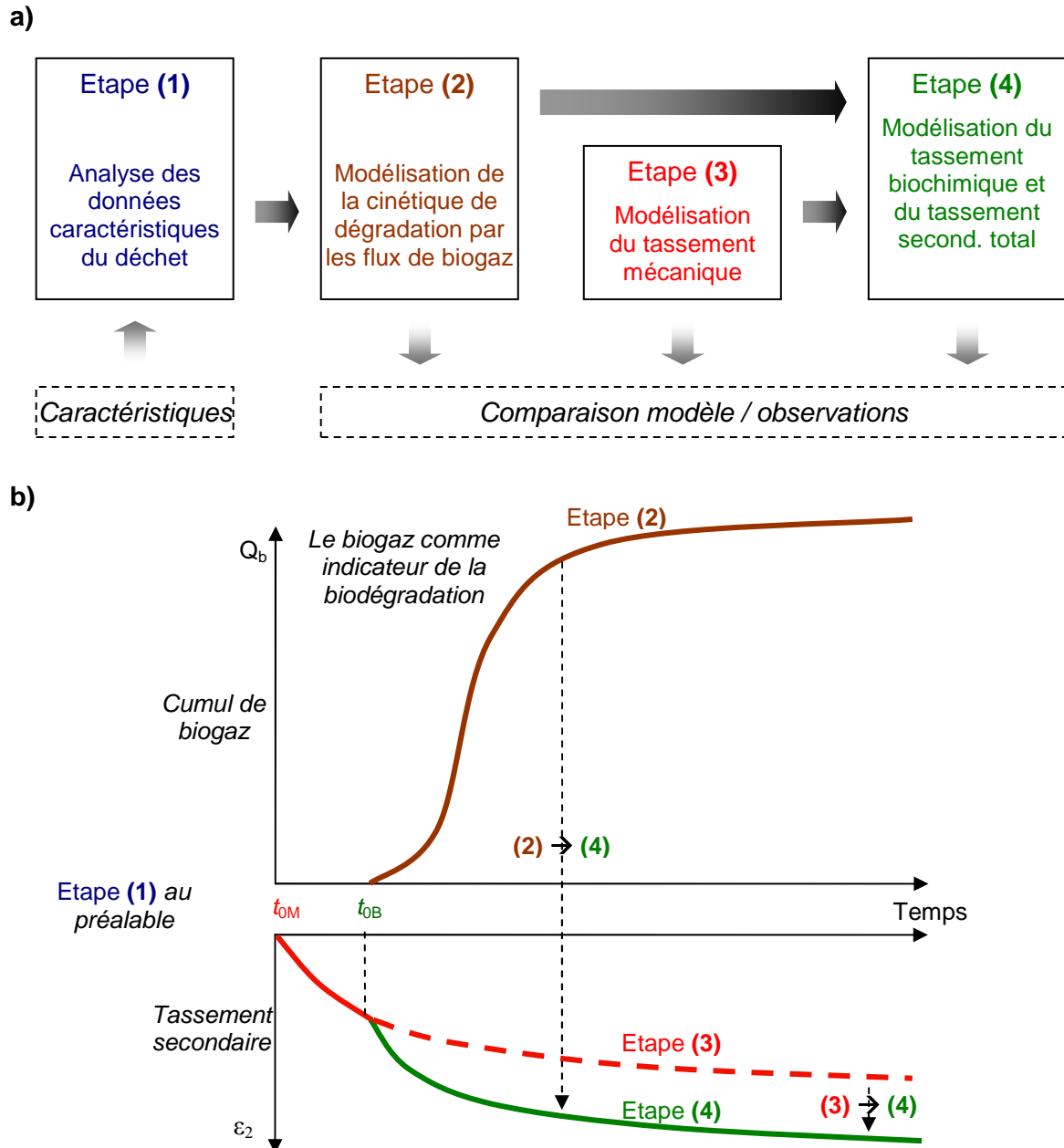


Figure V-5 : illustration de l'approche en quatre étapes (1) à (4) (a) et traduction concrète de ces étapes en terme de relation entre biogaz et tassements (b).

Ainsi, l'approche sera donc (Figure V-5) :

- d'étudier les caractéristiques des déchets **(1)** qui permettront de déterminer un certain nombre de paramètres essentiels au modèle (densité sèche, densité de la fraction solide organique, biodégradabilité des déchets, pourcentage de la fraction organique...);
- d'étudier et de modéliser dans un second temps **(2)** la biodégradation par les données de suivi du biogaz, permettant de caler la cinétique de biodégradation;
- d'étudier et de modéliser dans un troisième temps **(3)** la part mécanique du tassement sur les données disponibles précédant la production de biogaz (période où il n'y a pas encore de tassement supplémentaire induit par la biodégradation);
- de modéliser enfin **(4)** la part biochimique du tassement sur toute la durée de vie du déchet, à partir du début de la biodégradation.

Le biogaz est donc utilisé ici comme un indicateur direct de la biodégradation. Mais l'on soulignera que, réciproquement, un tel modèle permettant de relier tassements et biodégradation peut permettre de façon inverse d'utiliser les tassements comme des indicateurs de la cinétique de biodégradation. Il serait en effet envisageable, d'une façon efficace et peu onéreuse, de caractériser l'état de dégradation de déchets sans avoir à réaliser des forages ou à enfouir une métrologie embarquée, en mesurant et en modélisant leurs tassements (Staub, 2010). L'avantage principal des tassements dans ce cas est d'être un indicateur *externe* vis-à-vis d'indicateurs *internes* nettement plus onéreux et parfois difficiles à exploiter, même si une bonne connaissance du massif des déchets reste indispensable.

- Hypothèses générales du modèle

Le modèle bio-mécanique proposé ci-après ne considère que les tassements secondaires. Le tassement primaire sera étudié par la méthode classique de Terzaghi (Equation V-2). De façon analogue au volume élémentaire étudié dans ISPM (Olivier, 2003), on étudiera ici un volume représentant une couche élémentaire à une profondeur donnée. Ce volume est supposé être suffisamment homogène pour être caractérisé par des propriétés physico-chimiques moyennes en tout point du volume. On se placera dans ce qui suit comme précédemment dans des conditions oedométriques, c'est-à-dire que le tassement est étudié de façon unidimensionnelle selon l'axe vertical.

Deux mécanismes de tassement secondaire sont identifiés : le fluage mécanique et la biodégradation qui occasionne une perte de masse se traduisant en tassement. La perte de masse est supposée dans ce qui suit se traduire par un tassement rapide sans décalage dans le temps, ce qui n'est sans doute pas toujours le cas dans la réalité, mais les temps de réaction (effondrement de la structure) semblent suffisamment courts pour que cette hypothèse soit considérée comme valable.

Le principe de superposition des effets est supposé valable. Ceci implique que le tassement secondaire total est la somme des tassements dus au fluage mécanique et à la biodégradation, supposés indépendants. Il est également supposé que le tassement secondaire total est la somme des tassements des différents composants. Ceci n'est en fait vrai *au sens strict*, que lorsqu'on se place dans l'hypothèse de petites déformations, afin de garantir la linéarité des processus. Nous supposons toutefois ce principe applicable également à l'échelle de la déformation du volume élémentaire, s'agissant ici d'un modèle de schématisation opérationnelle

La relation entre tassement et biodégradation sera considérée comme répondant à une cinétique de premier ordre. Cette dégradation sera caractérisée par la production de biogaz enregistrée, comme suggéré par de nombreux autres auteurs (Ivanova et al., 2008 ; Lobo et al., 2008 ; Machado et al., 2008). Seule la fraction organique sera affectée par la perte de masse et le tassement subséquent. La fraction inerte ne verra pas son volume (ou son épaisseur) modifiée au cours du processus de tassement, en revanche, le volume des vides sera bien évidemment modifié.

Enfin, ce modèle étant considéré pour des massifs de déchets drainés, l'eau sera supposée comme n'ayant pas d'influence sur les mécanismes de tassements. La variation de ce volume avec le temps est généralement considérée comme négligeable devant les autres variations de volume (Hettiarachchi et al., 2007), mais peut être prise en compte à partir du bilan hydrique.

- Nomenclature spécifique au modèle

Quatre fractions sont considérées au sein du déchet, de façon analogue à d'autres auteurs (Machado et al., 2008). Déjà définies sur la Figure II-1, on dissociera de plus ici la partie solide organique (*so*) de la partie solide inerte (*si*) (Figure V-6). Les propriétés initiales de chaque fraction sont notées avec l'exposant « 0 » (⁰). Les composants solides (*i*), au total de *n*, sont rangés dans les deux fractions comme suit :

- *solides organiques dégradables* : cette catégorie reprend tous les déchets dégradables, notamment les déchets putrescibles, les papiers et cartons, les textiles sanitaires ;
- *solides inertes* : cette catégorie reprend essentiellement les plastiques, le verre, les métaux, et divers matériaux non dégradables comme des céramiques ou des bouts de roche par exemple.

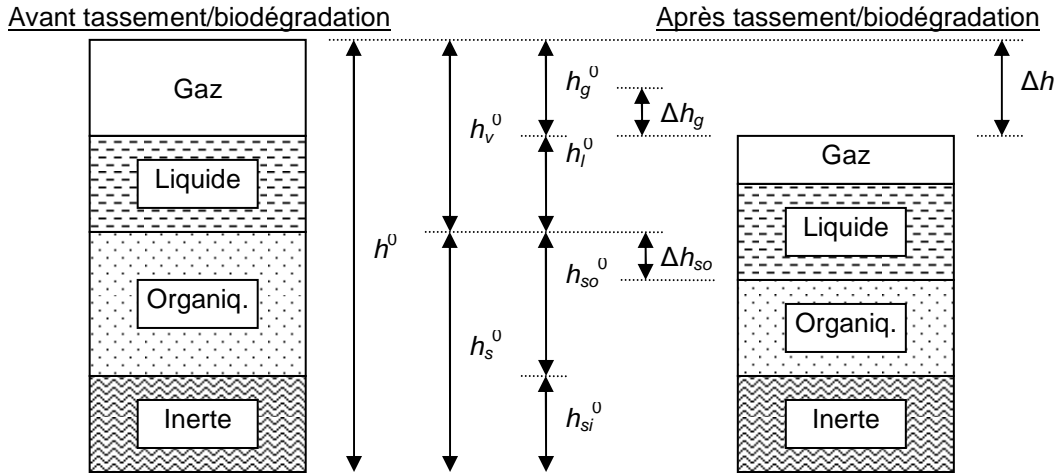


Figure V-6 : différents composants du déchet (Gourc et al., 2010).

1.4.3. Etablissement des relations constitutives du modèle

- Expression générale du tassement secondaire

Soit une couche élémentaire d'épaisseur initiale avant tassement h_0 (hauteur de référence, l'indice ou l'exposant « 0 » signifiant « initial », soit avant tassement). La variation totale de hauteur sous l'effet du tassement s'exprime par la relation générale suivante, pour chaque composant (Gourc et al., 2010) :

$$\Delta h = \Delta h_g + \Delta h_l + \Delta h_{so} + \Delta h_{si} \quad [V-18]$$

Conformément aux remarques précédentes, l'Equation V-18 peut se simplifier :

- l'hypothèse faite sur la variation du volume de liquide permet d'écrire que $\Delta h_l = 0$, sauf dans le cas particulier d'un essorage ou d'injection importants ;
- l'hypothèse faite sur la variation du volume de solides inertes permet d'écrire que $\Delta h_{si} = 0$;
- l'Equation V-18 peut être réécrite d'un point de vue des processus physiques en jeu, la réduction du volume de solide organique étant supposé exclusivement dû à la biodégradation, et la réduction du volume gazeux étant supposé exclusivement due au fluage mécanique, qui réduit le volume des vides.

On réécrit donc, cette fois en divisant par la hauteur initiale h^0 :

$$\varepsilon_2 = \frac{\Delta h}{h^0} = \frac{\Delta h_g}{h^0} + \frac{\Delta h_{so}}{h^0} = \varepsilon_M + \varepsilon_B \quad [V-19]$$

Les paragraphes qui suivent vont successivement détailler les deux composantes du modèles : celle du tassement mécanique (ε_M) et celle du tassement biochimique (ε_B). Le modèle sera ensuite appliqué à un cas type (§ V-1.4.3.) en suivant la démarche en quatre étapes de la Figure V-5. Nous plaçant en conditions oedométriques (section horizontale de l'échantillon constante), on pourra écrire ε invariablement comme un rapport de hauteurs h ou de volumes V .

- Expression du tassement secondaire mécanique

Le tassement secondaire mécanique est modélisé selon une loi analogue au modèle de Buisman (1936) et au modèle ISPM (Olivier, 2003), appliquée à une couche élémentaire de déchets. Le tassement primaire est supposé terminer au temps t_{0M} qui marque le début du tassement secondaire mécanique. L'Equation V-5 est ainsi adaptée avec des notations propres au modèle bio-mécanique et en faisant appel à un coefficient de compression secondaire mécanique $C_{\alpha\epsilon M}$, modifié par rapport au coefficient $C_{\alpha\epsilon}^*$ d'ISPM (Gourc et al., 2010) :

$$\varepsilon_M = \frac{\Delta h_g}{h^0} = C_{\alpha \varepsilon M} \cdot \log_{10} \left(\frac{t}{t_{0M}} \right) \quad [V-20]$$

Notons que dans cette équation, le temps t_{0M} a la même signification que le temps t_1 de l'Equation V-3. Compte tenu de l'échelle de l'étude, qui est celle du volume élémentaire de déchets, la durée du tassement primaire est courte. Il est proposé dans ce qui suit de fixer une durée de 7 jours après application du dernier palier de charge (ou de la charge si cette dernière est appliquée en une seule fois). Cette durée paraît adaptée à tous les cas tests étudiés par la suite.

Cette relation étant établie, il est dorénavant possible de réaliser l'étape **(3)** de la Figure V-5, qui correspond à la modélisation des tassements mécaniques. Pour ce faire, seul un calage du paramètre $C_{\alpha \varepsilon M}$ sur des données de tassement précédant la biodégradation est à réaliser.

- Expression du tassement secondaire biochimique

Pour calculer le tassement secondaire d'origine biochimique, il suffit d'exprimer la variation de volume de la fraction solide organique (considérée positive). Celle-ci vaut :

$$\Delta V_{so} = \Delta \left(\frac{M_{so}}{\rho_{so}} \right) \quad [V-21]$$

Dans ce qui suit, on considèrera que la masse volumique moyenne des solides organiques ρ_{so} , ne varie pas au cours du temps ($\rho_{so} = \rho_{so}^0$). Cela revient à simplifier l'équation précédente par :

$$\Delta V_{so} = \frac{1}{\rho_{so}^0} \cdot \Delta M_{so} \quad [V-22]$$

On peut exprimer le volume total initial par la relation suivante :

$$V^0 = \frac{M_s^0}{\rho_d^0} \quad [V-23]$$

Le tassement secondaire d'origine biochimique peut s'exprimer alors selon la relation (Gourc et al., 2010) :

$$\varepsilon_B = \frac{\Delta V_{so}}{V^0} = \frac{\rho_d^0}{\rho_{so}^0} \cdot \frac{\Delta M_{so}}{M_s^0} \quad [V-24]$$

Cette relation permet de calculer le tassement d'origine biochimique en fonction de la perte de masse de solide organique⁴⁶ ΔM_{so} (kg). Elle sera donc l'équation de base pour l'étape **(4)** de la Figure V-5, mais il est nécessaire au préalable d'exprimer la relation de perte de masse.

- Expression de la relation de perte de masse

La perte de masse due à la biodégradation s'exprime par le choix d'une loi de biodégradation. La plupart des auteurs se basent sur des lois exponentielles à cinétique de premier, ou plus rarement, de deuxième ordre (EPA, 2005). La cinétique de premier ordre est choisie ici dans le souci de ne pas avoir un nombre trop important de paramètres à caler, mais aussi parce qu'elle décrit de façon assez fidèle les observations sur les déchets. Nous avons en effet vu au § II-1.3.2. que les deux modèles les plus utilisés pour le biogaz de décharge, EPA et SWANA, se basent sur une telle cinétique (Equations II-22 et II-23).

⁴⁶ Considérée positive, comme les autres pertes de masse ou de volume.

La perte de masse instantanée de solides organiques dM_{so} , considérée positive, s'exprime selon la relation suivante (EPA, 2005 ; Rouez, 2008) :

$$-\frac{dM_{so}}{dt} = M_{so}^0 \cdot \frac{Y(t)}{BP} \quad [V-25]$$

Cette équation reste à intégrer pour exprimer la perte de masse ΔM_{so} :

$$\Delta M_{so} = \int_{T=0}^{t-t_{0B}} -M_{so}^0 \cdot k \cdot e^{-k \cdot T} \cdot dT = M_{so}^0 \cdot (1 - e^{-k \cdot (t-t_{0B})}) \quad [V-26]$$

Cette expression, injectée dans l'Equation V-24, permet de calculer directement le tassement issu de la biodégradation. Pour en simplifier l'expression, nous noterons la teneur gravimétrique initiale en matière solide organique c (kg/kg) la quantité suivante :

$$c = \frac{M_{so}^0}{M_s^0} \quad [V-27]$$

Ceci permet de réécrire l'équation du tassement secondaire biochimique à (Gourc et al., 2010) :

$$\varepsilon_B = \frac{\rho_d^0}{\rho_{so}^0} \cdot c \cdot (1 - e^{-k \cdot (t-t_{0B})}) \quad [V-28]$$

Cette relation décrit le tassement biochimique d'une façon assez comparable à d'autres modèles de la littérature, notamment Hettiarachchi et al. (2007, 2009) Elagroudy et al. (2008). L'avantage principal de cette formulation est de relier le tassement à des données physiques ou de la biodégradation assez facilement déterminables.

L'expression de la perte de masse par la relation ci-dessus est corrélée à l'emploi du modèle EPA de premier ordre (Equation V-25). La perte de masse organique est majoritairement obtenue pendant la méthanogénèse anaérobie. La biodégradation de la partie organique rapidement biodégradable sera supposée aérobie et antérieure au début du tassement secondaire. Ceci justifie la corrélation entre flux de biogaz durant la méthanogénèse (modèles EPA ou SWANA) et perte de masse solide.

On peut donc également se baser sur le modèle SWANA, qui permet d'obtenir une courbe légèrement différente prenant en compte une phase de croissance des flux de biogaz. Une deuxième expression, sensiblement plus complexe, du tassement biochimique peut alors être proposée (Gourc et al., 2010) :

$$\varepsilon_B = \frac{\rho_d^0}{\rho_{so}^0} \cdot c \cdot \left[1 + \frac{k'}{s'} \cdot e^{-(k'+s') \cdot (t-t_{0B})} - \left(\frac{k'+s'}{s'} \right) \cdot e^{-k' \cdot (t-t_{0B})} \right] \quad [V-29]$$

Cette expression du tassement nécessite un paramètre de forme supplémentaire s' (1/ans). Par hypothèse, et compte tenu que les phénomènes physiques décrits sont les mêmes, le paramètre de cinétique k' de l'Equation V-29 est égal au k de l'Equation V-28 (Gourc et al., 2010).

Comme nous le verrons pour la modélisation du cas type, l'apport de cette expression plus complexe par rapport à l'Equation V-28 n'est pas significatif. Il semblerait même au contraire que l'utilisation d'un modèle de premier ordre sans phase de montée (de type EPA) est plus pertinent pour la plupart des cas traités dans ce travail. Généralement, l'écart entre les deux modèles est de toute façon très restreint.

L'application nécessite la détermination de plusieurs paramètres pour calculer le tassement secondaire d'origine biochimique :

- les paramètres ρ_d^0 et ρ_{so}^0 qui sont déterminés d'après les caractéristiques initiales du déchet (étape **(1)** de la Figure V-5). Le cas échéant, cette étape permet aussi de calculer le paramètre c en fonction de la composition détaillée du déchet si celle-ci est connue ;
- les paramètres k (k'), s' , t_{0B} qui sont déterminés à partir de la production de biogaz (étape **(2)** de la Figure V-5), et le cas échéant, c , si son estimation analytique n'est pas possible.
- Calcul des masses volumiques initiales

Les masses volumiques sèches initiales globale (ρ_d^0) et des solides organiques (ρ_{so}^0) sont à déterminer pour le calcul des tassements secondaires biochimiques.

Pour ce qui est de ρ_d^0 , sa détermination ne pose pas de problème si la masse volumique humide ρ_h^0 et la teneur en eau w' (Equation II-5) sont connues, ces dernières pouvant être déterminées très aisément de la façon suivante :

$$\rho_d^0 = \rho_h^0 \cdot (1 - w') \quad [V-30]$$

La densité initiale des solides organiques est calculable quant à elle d'après la composition des déchets. Celle-ci est donnée par :

$$\rho_{so}^0 = \frac{M_{so}^0}{V_{so}^0} \quad [V-31]$$

Définissons la fraction massique de chaque composant (i) des déchets (putrescibles, papiers, cartons, inertes... n au total) par :

$$f_{(i)} = \frac{M_{s(i)}^0}{M_s^0} \quad [V-32]$$

Si l'on réécrit l'Equation V-31 pour chaque composant (i) des déchets (putrescibles, papiers, cartons, inertes...), on a :

$$\rho_{so(i)}^0 = \frac{M_{so(i)}^0}{V_{so(i)}^0} \quad [V-33]$$

La combinaison des Equations V-27, et V-31 à V-33 donne alors la valeur de la masse volumique initiale des solides organiques en fonction de chaque composant (i) (Gourc et al., 2010) :

$$\rho_{so}^0 = \frac{\sum_{i=1}^n M_{so(i)}^0}{\sum_{i=1}^n V_{so(i)}^0} = \frac{\sum_{i=1}^n c_{(i)} \cdot M_{s(i)}^0}{\sum_{i=1}^n c_{(i)} \cdot \frac{M_{s(i)}^0}{\rho_{so(i)}^0}} = \frac{\sum_{i=1}^n c_{(i)} \cdot f_{(i)}}{\sum_{i=1}^n c_{(i)} \cdot \frac{f_{(i)}}{\rho_{so(i)}^0}} \quad [V-34]$$

avec $c_{(i)}$ la teneur massique initiale en matière solide organique pour chaque composant (i). Cette valeur est nulle pour les composants non organiques (notamment inertes d'un point de vue de la biodégradation).

La densité initiale du solide organique du composant (i) doit donc être estimée au préalable. Ceci est souvent délicat. En raison d'un manque de données précises sur ce point, et pour des raisons de simplification, une valeur constante de $\rho_{so(i)}^0$ pour chaque composant (i) est proposée en première approche :

$$\rho_{so(i)}^0 = \rho_{so}^0 \quad [V-35]$$

Dans ce travail, cette valeur est prise égale à 0.85 t/m³ (Gourc et al., 2010).

- Calcul de la teneur massique initiale en matière solide organique

La teneur massique initiale en matière solide organique, c , a un rôle majeur dans la détermination des tassements. Pour la déterminer, nous allons nous baser sur les propriétés initiales du déchet (étape **(1)**) et sur les enseignements tirés de la production enregistrée de biogaz (étape **(2)**).

La conservation de la masse donne, pour une dégradation totale, que la production totale de biogaz est égale à la quantité stoechiométrique de biogaz produit par la fraction solide organiques :

$$BP \cdot M_s^0 = \sum_{i=1}^n C_{b(i)} \cdot M_{so(i)}^0 \quad [V-36]$$

où $C_{b(i)}$ est la production stoechiométrique maximale de biogaz (Nm^3/t de matière organique – t MO) de chaque composant (i) durant la méthanogénèse. En combinant la relation précédente avec l'Equation V-27 appliquée à chaque composant (i), on obtient :

$$BP \cdot M_s^0 = \sum_{i=1}^n C_{b(i)} \cdot c_{(i)} \cdot M_{s(i)}^0 \quad [V-37]$$

où $c_{(i)}$ est la valeur de c discrétisée pour chaque composant (i) (kg/kg). Les valeurs de $C_{b(i)}$ sont prises de la littérature (Machado et al., 2008). Eu égard aux faibles variations de $C_{b(i)}$ (Tableau V-2), une valeur constante pour chaque composant (i) de $C_{b(i)} = C_b = 750 \text{ Nm}^3/\text{t MO}$ est considérée ici. Ainsi, l'Equation V-37 se résume à :

$$BP = C_b \cdot \sum_{i=1}^n c_{(i)} \cdot \frac{M_{s(i)}^0}{M_s^0} \quad [V-38]$$

La teneur massique initiale en matière solide organique globale peut se calculer par la formule :

$$c = \sum_{i=1}^n c_{(i)} \cdot f_{(i)} \quad [V-39]$$

On trouve donc par combinaison des équations précédentes :

$$BP = C_b \cdot \sum_{i=1}^n c_{(i)} \cdot f_{(i)} = C_b \cdot c \quad [V-40]$$

Si la proportion de solide organique est connue, BP peut être approché de manière analytique. L'Equation V-40 peut aussi être utilisée pour calculer la teneur massique initiale en matière solide organique c à partir de la production effective de biogaz, notée BP_{eff} , égale à la valeur de BP lorsque la biodégradation est complète :

$$c = \frac{BP_{eff}}{C_b} \quad [V-41]$$

L'évaluation de BP_{eff} est difficile, car il s'agit d'une valeur effective finale à un temps en théorie infini. Dans cette approche, on choisira systématiquement une valeur représentative de la production après stabilisation apparente sur un temps suffisamment long. Lorsque la biodégradation est incomplète, il n'y a donc pas égalité entre BP_{eff} et BP et l'Equation V-41 sera préférentiellement utilisée afin de déterminer une valeur de c plus réaliste. Dans tous les cas étudiés, nous comparerons les valeurs de BP_{eff} d'après les courbes de production de biogaz aux valeurs calculées de BP .

De plus en plus souvent, les déchets sont soumis à un prétraitement avant stockage, avec biodégradation partielle. Le cas banal est celui de la biodégradation aérobie des putrescibles, mais souvent, la perte de potentiel méthanogène (ou de carbone organique) est plus importante comme dans le cas des prétraitements. Ceci a une influence sur les valeurs de $c_{(i)}$ au moment du stockage, qui dépendent du type de traitement précédant le stockage. Elles sont donc calculées par :

$$c_{(i)} = c_{v(i)} \cdot p_{(i)} \quad [V-42]$$

où $c_{v(i)}$ est la valeur de $c_{(i)}$ pour un composant (i) avant prétraitement (vierge) et $p_{(i)}$ est un coefficient qui caractérise l'abattement de la matière organique en raison de la biodégradation (kg/kg). Ainsi, pour un déchet non prétraité, on a $p_{(i)} = 1$, soit $c_{(i)} = c_{v(i)}$. Les valeurs de $c_{v(i)}$ sont prises de la littérature pour chaque composant et pour les différents modes d'opération (Machado et al., 2008, autres références et communications personnelles, voir Tableau V-2).

Les valeurs pour $c_{v(i)}$ ont été déterminées en calculant la moyenne arithmétique arrondie de valeurs de trois références dans la littérature. Pour la valeur concernant le composant « fines », des valeurs obtenues par des communications personnelles ont été choisies (Bayard, 2009, communication personnelle).

Les valeurs choisies pour $p_{(i)}$ seront discutées pour chaque cas type en fonction des données disponibles pour caractériser le mode d'opération. Trois grandes catégories de traitements sont considérées :

- pas de prétraitement (1), et dans ce cas, pas d'abattement de la MO, $p_{(i)} = 1$;
- prétraitement court (2), abattement de 75% de la MO, $p_{(i)} = 0.25$;
- prétraitement long (3), abattement de 90% de la MO, $p_{(i)} = 0.10$.

Les valeurs correspondantes des $c_{(i)}$ pour chaque composant (i) sont données dans le Tableau V-3. Une étude plus approfondie amènerait à considérer une biodégradation différente pour chaque composant.

• Calcul des paramètres liés à la production de biogaz

Nous avons vu précédemment que le modèle de tassements biochimiques se basait sur une expression de la biodégradation par une cinétique de premier ordre, se basant soit sur le modèle EPA (Equation V-28), soit sur le modèle SWANA (Equation V-29), ce dernier requérant un paramètre de plus (s').

Tableau V-2 : production stoechiométrique maximale de biogaz ($C_{b(i)}$) (Machado et al. 2008) et valeurs de $c_{v(i)} = c_{(i)}$ pour chaque composant (i) avant prétraitement (références données dans le tableau).

	Fines	Putrescibles	Papiers	Cartons	Textiles	Bois
$C_{b(i)}$ (Nm ³ biogaz/t MO)	Inconnu	822	698	731	956	808
$c_{(i)} = c_{v(i)}$ (-)						
- Machado et al., 2008	Inconnu	50%	35%	40%	30%	20%
- Lobo, 2003	Inconnu	50%	40%	41%	32%	17%
- Tchobanoglous et al., 1993	Inconnu	52%	44%	38%	40%	61%
- Bayard, 2009, non publié	36%	28%	35%	46%	63%	6%
Valeur proposée	35%	50%	40%	40%	35%	30%

Tableau V-3 : valeurs de $c_{v(i)}$, $p_{(i)}$, $c_{(i)}$ pour chaque composant (i) en fonction de trois scénarios de prétraitement.

	1) Sans prétraitement			2) Prétraitement court			3) Prétraitement long		
	$c_{v(i)}$	$p_{(i)}$	$c_{(i)}$	$c_{v(i)}$	$p_{(i)}$	$c_{(i)}$	$c_{v(i)}$	$p_{(i)}$	$c_{(i)}$
Fines	35.0%	1.00	35.0%	35.0%	0.25	8.8%	35.0%	0.10	3.5%
Putrescibles	50.0%	1.00	50.0%	50.0%	0.25	12.5%	50.0%	0.10	5.0%
Papiers-Cartons	40.0%	1.00	40.0%	40.0%	0.25	10.0%	40.0%	0.10	4.0%
Textiles	35.0%	1.00	35.0%	35.0%	0.25	8.8%	35.0%	0.10	3.5%
Bois	30.0%	1.00	30.0%	30.0%	0.25	7.5%	30.0%	0.10	3.0%

Comme nous l'avons indiqué plus haut, les phénomènes cinétiques étant identiques dans les deux cas, on a considéré que $k' = k$. Pour déterminer k , on utilise l'égalité suivante :

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2} - t_{0B}} \quad [V-43]$$

où $t_{1/2}$ est le temps (ans) où la moitié du potentiel de production de biogaz BP a été produit, et la valeur de t_{0B} marque le début de la production de biogaz en anaérobie. A noter qu'ici, deux cas de figure peuvent se présenter :

- soit on connaît déjà la totalité de la courbe de biogaz, et l'on connaît la production effective de biogaz BP_{eff} et dans ce cas, il n'est pas nécessaire de calculer BP ;
- soit on ne dispose pas d'enregistrements suffisamment longs de la production de biogaz (cas où l'on souhaite prédire la production de biogaz et les tassements), et l'on calcule de façon analytique la valeur de BP à partir de l'Equation V-40.

Pour la modélisation des tassements incluant le paramètre de forme s' du modèle SWANA, la définition des paramètres temporels est légèrement différente. La valeur de t_{0B}' pour l'expression avec le modèle SWANA est donc calculée comme suit :

$$t'_{0B} = t_{(Q=3\% BP)} \quad [V-44]$$

On considère donc que le démarrage effectif de la production de biogaz se fait lorsque 3% du potentiel total a été exprimé. Cette valeur est fixée d'après des observations compte tenue de la forme de la courbe de biogaz (Gourc et al., 2010). Le cas type étudié au § V-1.4.3. illustrera notamment ce point.

Pour calculer le paramètre de forme s' , on se base sur l'annulation de la dérivée au point maximal de production de biogaz, qui intervient à l'instant t_{0B} , déjà déterminé pour le modèle EPA, et qui représente physiquement l'instant où les flux de biogaz sont maximums. L'équation suivante est alors établie (Gourc et al., 2010) :

$$s' = \frac{\ln\left(\frac{k'+s'}{k'}\right)}{t_{0B} - t'_{0B}} \quad [V-45]$$

Le paramètre s' est calculé en itérant l'Equation V-45.

Ainsi, toutes les variables des Equations V-28 et V-29 sont définies et calculables à partir des données initiales ou observées. Nous proposons dans le paragraphe suivant une application détaillée du modèle à un cas type, pour permettre d'appréhender physiquement les différents paramètres.

1.4.3. Application du modèle à un cas type

• Introduction au cas type

Nous allons détailler l'application successive des quatre étapes du modèle à un exemple. La démarche expliquée plus haut, et présentée en Figure V-7 va être développée sur ce cas type. Il s'agit de la cellule « C1 » du dispositif de réacteurs ELIA de Veolia Environnement Recherche et Innovation (VERI), présenté au § II-2.1.1. Le cellule fait 22 m³ de volume, il s'agit d'une cellule dite « témoin » sans prétraitement. Du déchet ménager est utilisé et ce sont 6.8 tonnes de matière sèche qui sont stockées. Le réacteur est humidifié à raison de 1.6 à 4.5 L/t MS/semaine, par de l'eau injectée dans la partie haute du dispositif, pour simuler une pluie. Aucune surcharge verticale n'est appliquée en haut de la colonne de déchets pour ce dispositif (en conditions oedométriques).

Le dispositif est suivi pendant 68 mois et l'on dispose sur cette durée des enregistrements de tassement (Figure V-8) et de la production de biogaz (Figure V-9). Davantage de détails concernant ce dispositif sont donnés au § II-2.1.1. ainsi que par d'autres auteurs (Lornage et al., 2007).

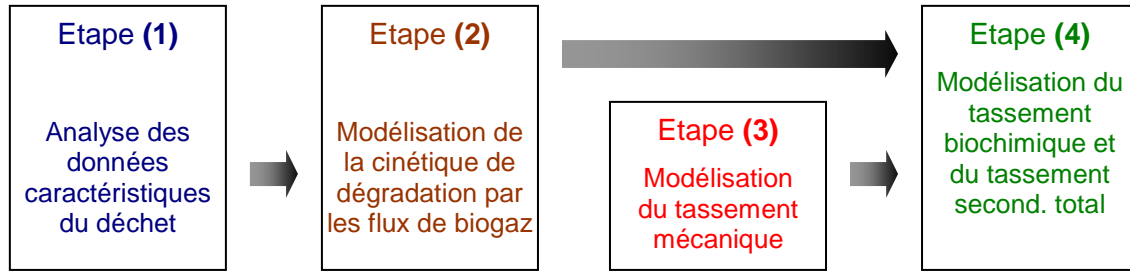


Figure V-7 : démarche suivie pour le cas type.

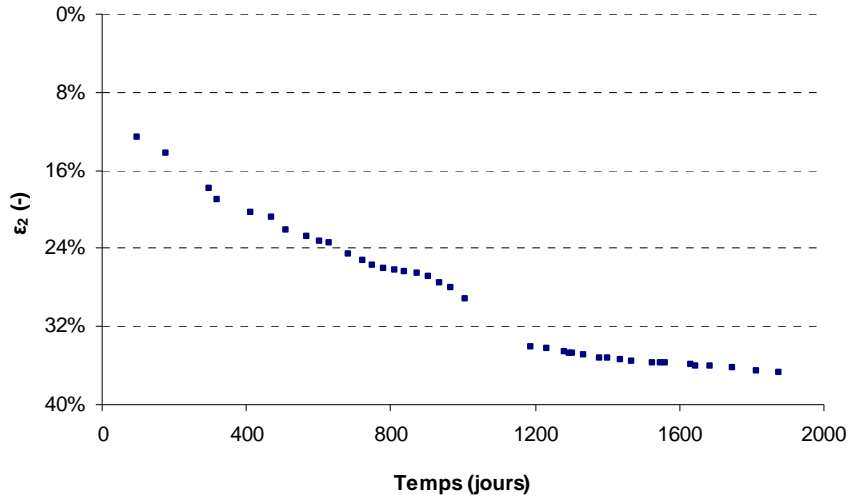


Figure V-8 : tassement secondaire du pilote considéré dans le cas type.

- Première étape : analyse des données physiques caractéristiques du déchet

La masse volumique humide et la teneur en eau initiale étant connues, nous avons pu calculer (Equation V-30) $\rho_d^0 = 0.425 \text{ t/m}^3$. Comme indiqué à l'Equation V-35, on fait l'hypothèse que $\rho_{so}^0 = 0.850 \text{ t/m}^3$.

La composition en composants solides organiques biodégradables du déchet est la suivante :

- fines : $f_{(i)} = 15.9\%$;
- putrescibles : $f_{(i)} = 12.6\%$;
- papiers : $f_{(i)} = 13.8\%$;
- cartons : $f_{(i)} = 6.8\%$;
- textiles : $f_{(i)} = 4.2\%$;
- bois : $f_{(i)} = 0.5\%$.

S'agissant d'un réacteur avec des déchets non prétraités, on considère que les teneurs massiques initiales en matière solide organique $c_{(i)}$ sont identiques aux valeurs données pour des matériaux vierges non prétraités. Les valeurs de la dernière ligne du Tableau V-2 sont donc prises directement.

L'Equation V-39 permet alors de calculer le coefficient c global, qui vaut $c = 21.7\%$. Tous les paramètres nécessaires à l'étape (1) étant déterminés, nous allons passer à l'étape (2).

• Deuxième étape : modélisation de la cinétique de dégradation par les flux de biogaz

La deuxième étape consiste en une analyse des courbes de production de biogaz, données en Figure V-9 (flux instantanés) et Figure V-10 (flux cumulés). On constate par l'analyse des données que :

- $t_{0B} = 930$ jours (d'après le maximum de production instantanée) ;
- $BP_{eff} = 170 \text{ Nm}^3/\text{t MS}$ (d'après le palier final atteint).

Il est donc possible de calculer $t_{1/2}$ ainsi que t_{0B}' :

- $t_{1/2} = 1065$ jours (temps pour produire $BP_{eff}/2$) ;
- $t_{0B}' = 731$ jours (Equation V-44).

Il est enfin possible, grâce à ces valeurs, de calculer $k (= k')$ ainsi que s' :

- $k = 1.87 \text{ années}^{-1}$ (Equation V-43) ;
- $s' = 0.7 \text{ années}^{-1}$ (Equation V-45).

On peut noter à ce stade que la valeur de k est forte par rapport à des valeurs relevées sur des sites, plutôt proches de 0.1 à 0.2 et exceptionnellement supérieures à 1. Cela s'explique par un dispositif expérimental très favorable à la biodégradation, avec un ajout relativement important d'eau, et des conditions thermiques favorables.

Tous ces paramètres étant déterminés, il est possible de tracer graphiquement les modèles de production de biogaz basés sur les modèles EPA et SWANA (Figure V-9 et Figure V-10). Les modèles de prédiction du biogaz donnent des performances relativement médiocres en terme de flux instantanés (Figure V-9), mais les résultats sont nettement plus satisfaisants en terme de biogaz cumulé (Figure V-10).

A ce stade, on peut également comparer la détermination graphique de BP_{eff} et le calcul théorique de BP d'après l'Equation V-38. Ici, on a $BP_{eff} = 170 \text{ Nm}^3/\text{t MS}$ et $BP = 163 \text{ Nm}^3/\text{t MS}$, ce qui représente une bonne estimation. On constate d'ailleurs que la production enregistrée dépasse le calcul théorique, ce qui pourrait étonner à première vue, mais qui n'indique seulement que la biodégradabilité théorique du déchet d'après les différents composants (i) a été sous-estimée, mais de façon relativement légère.

Le tracé de la production de biogaz clôt l'étape **(2)** et permet de passer à l'étape **(3)**.

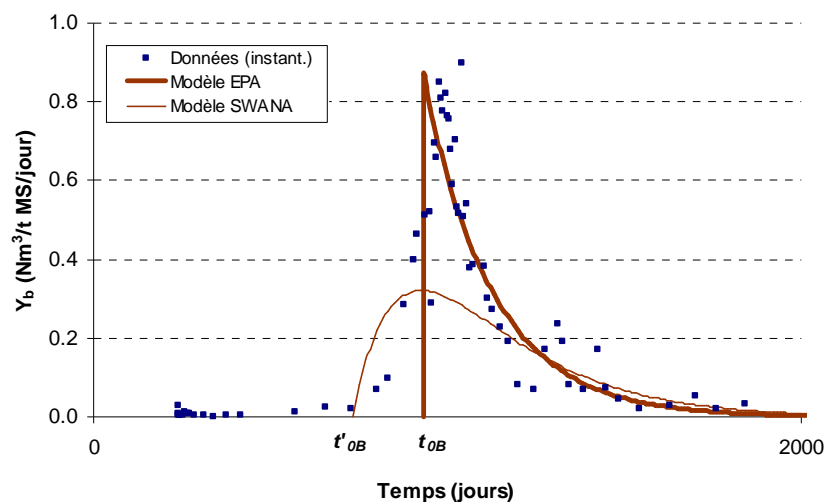


Figure V-9 : données instantanées de biogaz pour le cas type et modélisation de la production par les modèles EPA et SWANA.

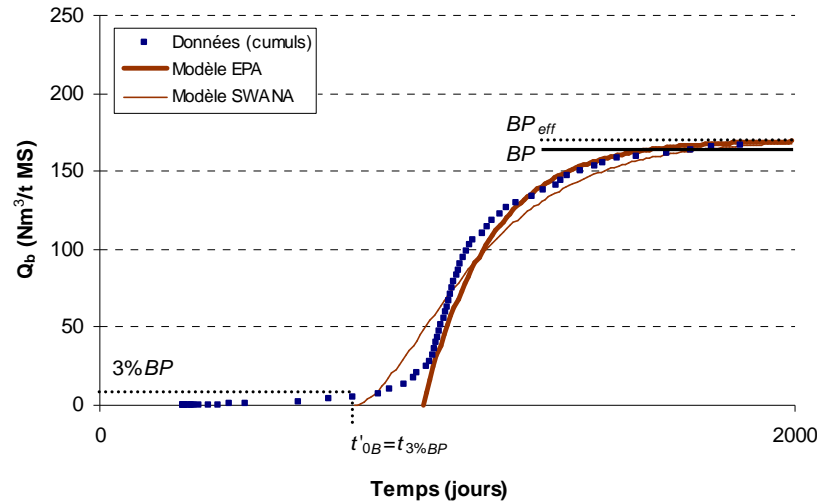


Figure V-10 : données de biogaz pour le cas type et modélisation par les modèles EPA et SWANA.

- Troisième étape : modélisation du tassement mécanique

Le tassement mécanique de fluage est supposé démarrer à partir de $t_{0M} = 7$ jours. Pour modéliser le tassement mécanique, on ajuste une valeur de C_{aEM} sur les tassements enregistrés sur la durée comprise entre t_{0M} et t_{0B} , soit le temps précédant la méthanogénèse stable. On utilise pour cela l'Equation V-20.

Ici, on trouve par méthode inverse en calant sur la courbe de tassements, $C_{aEM} = 0.100$. Le tassement secondaire mécanique pur – hors composante biochimique – peut ainsi être calculé et extrapolé sur la période de biodégradation (courbe en pointillés rouge sur la Figure V-11). Ceci clôt l'étape (3) et permet de passer à l'étape (4) qui déterminera la deuxième composante du tassement secondaire.

- Quatrième étape : modélisation du tassement biochimique et du tassement secondaire total

La phase finale correspond au tracé de la résultante du tassement secondaire bio-mécanique, somme du tassement secondaire mécanique et du tassement secondaire biochimique (Equations V-28 et V-29 et données des étapes (1) et (2)). L'étape (3) quant à elle a permis de déterminer le tassement secondaire d'origine mécanique. La Figure V-11 présente le résultat du modèle.

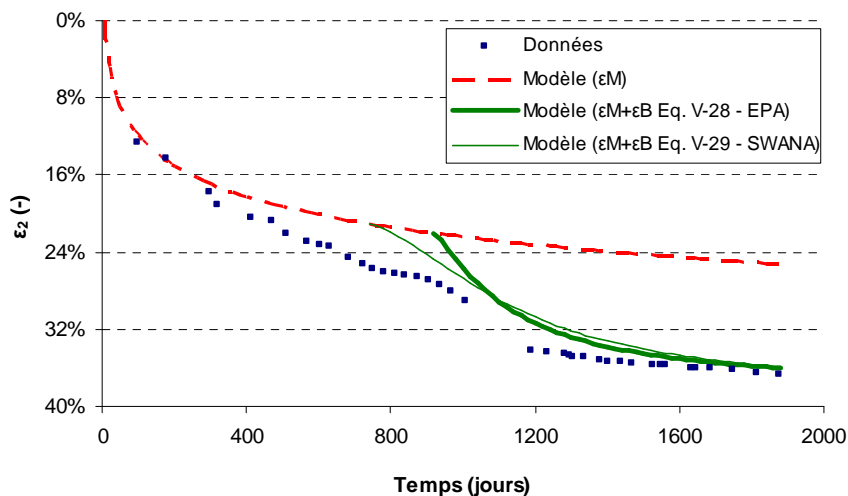


Figure V-11 : données de tassement secondaire pour le cas type et modélisation par les modèles de l'Equation V-28 (modèle dérivé d'EPA) et V-29 (modèle dérivé de SWANA).

- *Commentaires et conclusions*

Ce cas type a permis d'illustrer la démarche en quatre étapes de la modélisation bio-mécanique des tassements secondaires. Les résultats de modélisation des tassements secondaires (Figure V-11), mais aussi du biogaz cumulé (Figure V-10) sont en accord avec les données. Ceci est d'autant plus remarquable que l'approche est systématique et prédictive.

Il est intéressant de noter que la valeur t'_{0B} calculée s'ajuste très bien au moment où les tassements s'accroissent sous l'effet de la dégradation. De façon assez logique, le modèle EPA, moins précis dans sa description des flux initiaux de biogaz, détermine une valeur de t_{0B} moins pertinente. Le choix entre les expressions dérivées du modèle EPA (Equation V-28) et du modèle SWANA (Equation V-29) ne saurait bien évidemment se justifier sur un seul cas, mais l'utilisation du modèle sur d'autres données a permis de montrer que l'expression du modèle EPA obtenait généralement de meilleurs résultats (Gourc et al., 2010), avec l'avantage d'un paramètre en moins (s'). C'est pourquoi, dans la suite, seule cette expression sera conservée pour des raisons de concision.

Il peut être intéressant, compte tenu du réalisme et de la simulation, d'extrapoler au cas où la biodégradation ne serait pas optimisée comme dans le présent pilote, mais correspondrait à une biodégradation s'étalant sur 15 ans, cas plus proche d'une ISDND conventionnelle. Si l'on s'intéresse à la part biochimique du tassement sur une durée plus longue, fixée ici à 15 ans, et si l'on suppose que la biodégradation est complète à cet horizon, on trouve qu'à 15 ans, près des trois quarts du tassement secondaire (72.5%) sont dus au fluage mécanique. Cela revient également à dire que, même sur une durée longue, le tassement d'origine biochimique ne peut être négligé.

→ Ce modèle sera appliqué à plusieurs cas types ainsi qu'aux cellules CICLADE (§ V-3.).

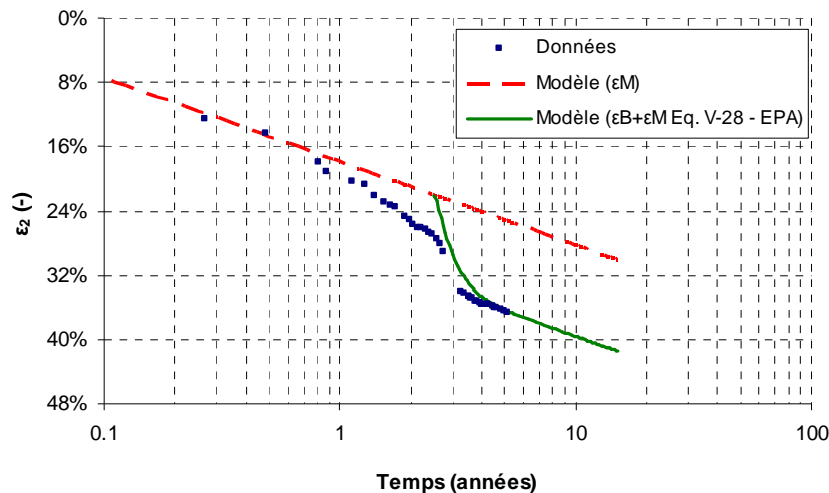


Figure V-12 : données de tassement secondaire pour le cas type et modélisation par le modèle de l'Equation V-28 (modèle dérivé d'EPA), valeurs extrapolées à 15 ans.

2. Modélisation mécanique des tassements primaire et secondaire

2.1. Modélisation du tassement primaire

2.1.1. Méthodologie d'étude

- Rappels sur le modèle utilisé

Le modèle utilisé pour l'étude mécanique du tassement primaire ε_1 d'une couche élémentaire de déchet est analogue au modèle de Terzaghi (1943) donné à l'Equation V-2 et utilisé notamment par le modèle ISPM (Equation V-7) et bon nombre d'auteurs. Réécrit avec nos propres notations, ce modèle de tassement primaire s'exprime par la relation suivante :

$$\varepsilon_1(\sigma') = \frac{\Delta h_1}{h_0} = C_R^* \cdot \log\left(\frac{\sigma'}{\sigma_0'}\right) \quad [V-46]$$

où Δh_1 est la variation de hauteur due au tassement primaire (m), h_0 est la hauteur initiale à la mise en place avant le début du tassement primaire (m), C_R^* est le coefficient de compression primaire (-), σ_0' la contrainte effective de préconsolidation ou contrainte initiale de chargement (kPa) et σ' la contrainte effective de la surcharge. Le coefficient C_R^* est une caractéristique intrinsèque du matériau comprimé, d'où la notation avec une étoile (Olivier, 2003).

On notera qu'à la mise en place, la couche de déchets a subi une préconsolidation due au compactage (épaisseur h_0) après compactage.

Ainsi, si l'on mesure ε_1 ainsi que σ' , pour qu'il ne reste que C_R^* à déterminer, il suffit :

- soit de faire une hypothèse sur σ_0' , la contrainte de préconsolidation, et alors, un seul palier de compression supérieure à la préconsolidation suffit en théorie à déterminer le coefficient C_R^* ;
- soit de disposer de plusieurs couples de points tassement primaire – contrainte effective, c'est-à-dire $(\sigma' - \varepsilon_1(\sigma'))$, ce qui nécessite de réaliser au moins deux paliers de compression à contrainte effective croissante.

- Comparaison des démarches d'approche

Dans les travaux d'Olivier (2003), la première approche a été généralement suivie, et différentes hypothèses concernant la contrainte de préconsolidation ont été faites puis discutées. Cependant, cela peut apporter une confusion apparente en semant le doute sur le caractère intrinsèque du coefficient C_R^* puisque ce coefficient serait défini en fonction de la contrainte de préconsolidation.

Dans la continuité des travaux de Stoltz (2009) et de Nousheen-Arif (2010), nous avons donc proposé d'utiliser la seconde méthode, à savoir d'utiliser la série de couples $(\sigma' - \varepsilon_1(\sigma'))$ et de pratiquer ensuite une régression sur la logarithme de la contrainte effective. D'un point de vue graphique, comme nous allons le voir, cette méthode offre l'avantage de permettre de juger de la validité du modèle, par l'alignement des couples $(\sigma' - \varepsilon_1(\sigma'))$ sur un graphique à l'échelle semi-logarithmique.

L'une des conséquences de ce choix est que les valeurs de C_R^* dans ce travail pourront être comparées directement à celles obtenues par Stoltz (2009) et Nousheen-Arif (2010), mais moins directement à Olivier (2003), ou à d'autres auteurs ayant suivi cette démarche (Powrie et al., 2009). On en déduira aussi la valeur observée de contrainte de préconsolidation σ_0' .

2.1.2. Résultats de la modélisation mécanique du tassement primaire

- Coefficients de compression primaire des essais CX.1 et CX.2

Les résultats pour les essais CICLADE sont donnés de façon numérique dans le Tableau V-4 et présentés sur les Figure V-13 (série d'essais CX.1) et Figure V-14 (série d'essais CX.2). Les courbes de tendance utilisées pour les régressions et le calcul des C_R^* sont également présentées.

Tableau V-4 : coefficients de compression primaire et densité sèche initiale des essais CICLADE.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C3.1 (D)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)	C3.2 (G)	C4.2 (G)
	OM broyée	OM broyée	DIB	Biodéchet	OM broyée	OM+MIOM	OM PTMB	OM PTMB
ρ_d^0 (t/m ³)	0.383	0.379	0.289	0.414	0.413	0.454	0.381	0.322
C_R^* (-)	0.329	0.319	0.300	0.353	0.329	0.312	0.318	0.307
σ_0' (kPa)	11.700	5.600	1.200	26.900	8.300	7.200	9.400	9.200

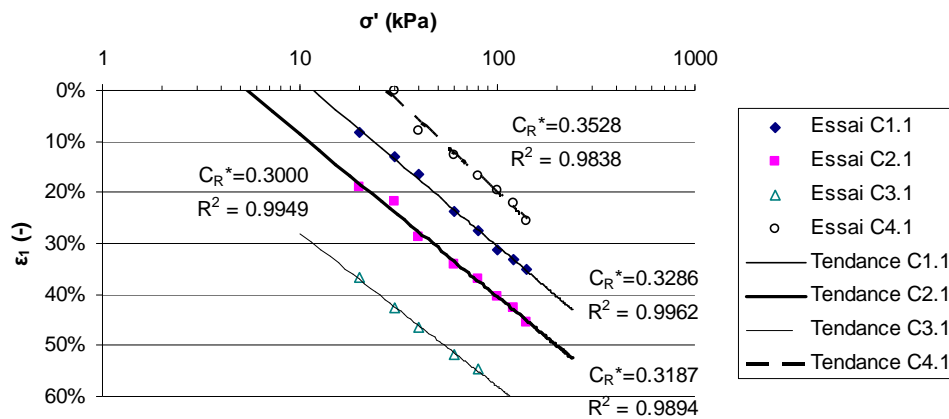


Figure V-13 : calcul des coefficients de compression primaire des essais CX.1.

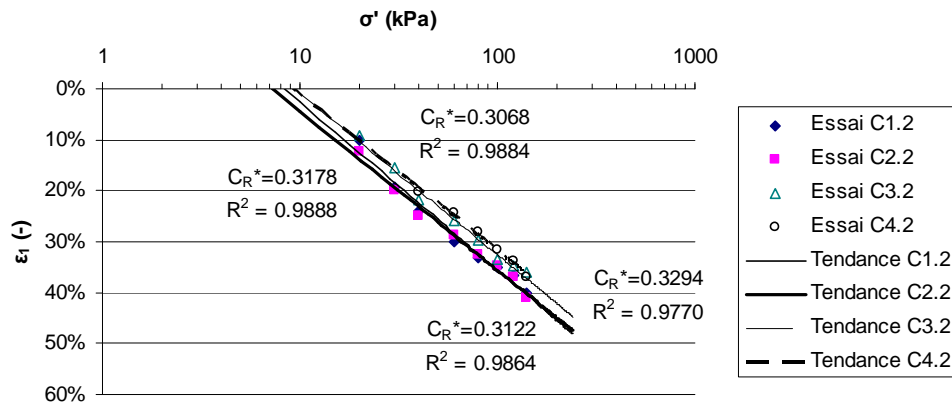


Figure V-14 : calcul des coefficients de compression primaire des essais CX.2.

Les régressions ont été réalisées sur tous les points correspondant aux incréments de compression verticale. Des raisons techniques n'ont pas toujours permis d'avoir le même nombre de couples de points à chaque essai. On constate globalement un très bon alignement des points autour des courbes de tendance, avec des coefficients de détermination R^2 tous supérieurs à 0.97. Ceci tend donc à montrer la validité du modèle de tassement primaire pour expliquer le phénomène physique.

Si l'on met à part un essai (C4.1), les sept autres coefficients sont compris entre 0.30 et 0.33. On a donc une remarquable constance de ce coefficient malgré des types de déchets et des contraintes de préconsolidation très différentes.

Notons que les contraintes de préconsolidation varient très fortement d'un essai à l'autre dans la première série d'essais (CX.1), alors que la seconde série d'essais (CX.2) a été réalisée avec une procédure plus homogène (la compaction étant manuelle, l'intensité de compaction a été la plus proche possible d'un essai à l'autre). Ceci se traduit graphiquement par des courbes quasiment confondues sur la Figure V-14. L'effet de la contrainte de préconsolidation sera étudié plus loin

Concernant la série CX.1, les variations de contrainte de préconsolidation sont surtout liées aux quantités de déchets qui nous ont livrées pour la mise en place : très importantes sur C4.1, d'où un fort compactage et une densité plus importante, elles ont été à l'inverse très faibles sur C3.1, où il a été choisi de ne quasiment pas compacter le déchet, la hauteur de déchets étant déjà très faible, ce qui pouvait occasionner des problèmes techniques.

- Effet du type de déchet

Le type de déchets pourrait jouer un rôle dans l'explication des variations des valeurs de C_R^* , en effet :

- pour les déchets de type OM classique, le coefficient est compris dans une gamme très étroite de valeurs : $0.31 < C_R^* < 0.33$. L'ajout de mâchefers en faible proportion n'a pas modifié la valeur de coefficient de compression primaire ;
- pour un déchet de type DIB, on obtient une valeur de coefficient plus faible : $C_R^* = 0.30$. Ceci peut s'expliquer par la présence d'éléments plus durs, comme des plastiques durs et du bois, qui structurent davantage le squelette et le rendent moins compressible ;
- pour un déchet de type biodéchets, la compressibilité est plus forte : $C_R^* = 0.35$. Ceci s'explique par la présence de nombreux éléments plus souples et fibreux, et qui occasionnent un fort tassement primaire.

L'effet du prétraitement aérobie (essais C3.2 et C4.2) ainsi que l'ajout de mâchefers en faible quantité ne semblent pas affecter la compressibilité primaire des déchets.

- Effet de la masse volumique sèche

L'effet de la masse volumique sèche initiale ρ_d^0 est supposé jouer principalement sur la contrainte de préconsolidation σ_0' . En effet, des ρ_d^0 plus élevées dans les essais C1.1 et C4.1 ont été obtenues en comprimant manuellement plus fortement le déchet, alors que pour les essais C2.1 et C3.1, la compression manuelle fut très limitée.

L'analyse des données montre une faible corrélation croissante entre ρ_d^0 et σ_0' ($R^2 = 0.18$). Compte tenu de la variation relativement faible valeurs de ρ_d^0 , il n'est pas possible de conclure une relation directe à la vue de ces données. Le type de déchets, en revanche, pourrait avoir une influence sur σ_0' , car on notera que les deux valeurs extrêmes de σ_0' sont obtenues pour le DIB (C3.1) et le biodéchet (C4.1). Mais ces valeurs extrêmes sont sans doute autant liées à l'histoire passée du déchet et à sa mise en œuvre qu'aux caractéristiques de ce dernier.

Les données montrent également une assez faible corrélation entre ρ_d^0 et C_R^* ($R^2 = 0.33$). Ceci est à interpréter avec grande prudence, car la gamme de coefficients C_R^* est limitée, et d'autre part le type de déchet a sans doute un impact nettement plus important. Il paraît de plus incohérent de considérer que la compressibilité augmente avec la densité, et cette corrélation apparente semble plutôt fortuite.

• Comparaison aux résultats d'autres études à l'échelle du laboratoire

Les résultats de ce travail peuvent être comparés à une étude réalisée dans des conditions légèrement différentes, ainsi qu'à deux autres études réalisées au LTHE dans des conditions analogues et sur des déchets proches en terme de composition.

- d'une part, Olivier (2003) a étudié sur une cellule d'environ 1 m³, la C4DC (§ 2.1.), le tassement de déchets ménagers et a obtenu des valeurs de C_R^* comprises entre 0.19 et 0.24, donc inférieures aux valeurs trouvées ici. La méthode de calcul appliquée (avec une contrainte de préconsolidation fixée à 20 kPa) diffère cependant de la présente méthode, et rend donc une comparaison plus difficile ;
- d'autre part, Stoltz (2009) a testé sur une cellule de 17 L, l'oedoperméalètre, 11 modalités différentes du même déchet A utilisé dans ce travail. Il a déterminé une valeur moyenne de $C_R^* = 0.318$, avec des valeurs extrêmes de 0.25 et 0.37. Ces valeurs paraissent cohérentes avec nos propres valeurs. Pour rappel, sur le même déchet, nous trouvons $C_R^* = 0.319$ (Tableau V-4), malgré des conditions de mise en œuvre différentes ;
- enfin, Nousheen-Arif (2010) a testé, sur la même cellule de 17 L, 9 modalités différentes du déchet B identique à celui utilisé dans ce travail, avec notamment des variations de teneur en eau. Elle a déterminé une valeur moyenne de $C_R^* = 0.309$, avec des valeurs extrêmes de 0.22 et 0.39. On constate qu'ici la gamme de variation de valeurs est plus forte, mais la moyenne trouvée de valeurs est cohérente avec notre coefficient, $C_R^* = 0.329$ (Tableau V-4).

Nous pouvons également aller plus loin dans la comparaison de ces données pour comparer les valeurs obtenues sur le même déchet et à même masse volumique sèche ou même teneur en eau initiales. Le Tableau V-5 permet de comparer directement les résultats. On retrouve des valeurs très comparables sur le déchet A à même teneur en eau, et des valeurs très comparables sur le déchet B à même ρ_d^0 . Toutefois, toutes les valeurs ne coïncident pas parfaitement.

Dans leurs études paramétriques respectives, ni Stoltz (2009), ni Nousheen-Arif (2010) n'ont trouvé de corrélation significative entre la valeur du coefficient de compression primaire et la teneur en eau ou la masse volumique sèche des échantillons. Ces variations dans les valeurs des coefficients restent donc difficiles à expliquer. Rappelons toutefois que nos propres résultats tendent à montrer par contre une influence sensible du type de déchet (OM, DIB, biodéchet).

Dans la littérature, on trouve quelques autres valeurs de compressibilité primaire :

- Wall et Zeiss (1995) ont déterminé des valeurs comprises entre 0.21 et 0.25 sur des cellules de 500 L environ ;
- Landva et al. (2000) par exemple ont calculé pour des déchets ménagers, dans une cellule de l'ordre de 130 L de volume, des coefficients compris entre 0.17 et 0.24 ;
- Hossain et Gabr (2005) ont déterminé des valeurs de coefficients de compression primaire comprises entre 0.16 et 0.37 (moyenne de 0.29) sur des cellules oedométriques (moins d'1 L) ;
- Hossain et al. (2009) ont trouvé des valeurs comprises entre 0.17 et 0.37 (moyenne de 0.24) sur des cellules de 1 à 7 L.

Ces coefficients sont assez comparables aux valeurs déterminées ici, bien que parfois légèrement plus faibles. Toutefois les conditions des essais ou du calcul ne sont pas toujours données, ce qui rend la comparaison plus difficile.

Rappelons pour finir que le caractère intrinsèque du coefficient C_R^* est à nuancer, car même s'il y a une homogénéité claire au sein de nos résultats et y compris en comparaison avec les résultats d'autres auteurs, le transfert d'échelle ne paraît pas évident. Ainsi, la valeur de σ_0' , comme discuté par Olivier (2003), sera différente sur site, et dépendra du mode de mise en œuvre. De plus, il n'a pas été montré de façon claire qu'on obtiendrait les mêmes valeurs de C_R^* avec une préconsolidation nettement plus forte.

Tableau V-5 : comparaison avec les résultats de Stoltz (2009) et Nousheen-Arif (2010) avec les résultats de ce travail pour un même déchet et des densités (resp. teneurs en eau) comparables.

Paramètre	A (Stoltz, 2009)	A (C2.1)	B (N.-Arif, 2010)	B (C1.1)
ρ_d^0 (t/m ³)	0.408	0.379	0.380	0.383
C_R^* (-)	0.340	0.319	0.332	0.329
w^{*0} (kg/kg)	0.379	0.392	0.485	0.502
C_R^* (-)	0.324	0.319	0.360	0.329

- Comparaison aux résultats d'autres études à l'échelle du site

En analysant les données de tassements de plusieurs sites français, Olivier (2003) a calculé des C_R^* compris entre 0.11 et 0.27. Toutefois, comme nous l'avons souligné plus tôt, la méthode de calcul n'est pas tout à fait identique à celle utilisée ici, et de plus, il s'agit de données sur site. D'une manière générale, il paraît donc difficile de trouver des valeurs de C_R^* comparables, où l'on soit certain que la méthode de calcul ainsi que les conditions de l'essai offrent une assez grande similarité avec celles de l'étude.

2.1.3. Conclusions sur l'étude mécanique du tassement primaire

Nous avons vu sur tous les essais de la plateforme CICLADE que le modèle mécanique de tassement primaire permettait d'obtenir de bons résultats. Ce modèle, dérivé de la théorie de la compression primaire des sols, semble donc validé pour les déchets, confirmant les recherches de nombreux autres auteurs.

Malgré une hétérogénéité au sein des matériaux testés, la compressibilité primaire des déchets semble finalement assez peu impactée par le type de déchets, sa masse volumique initiale ou sa teneur en eau. Les biodéchets testés ont une légère tendance à avoir une compressibilité primaire plus forte, alors que des DIB semblent à l'inverse avoir une compressibilité primaire plus faible. L'influence de la masse volumique sur le coefficient de compression primaire n'est pas démontrable à la lumière de ces données, et on constate en revanche une faible corrélation entre masse volumique initiale et contrainte de préconsolidation.

Pour conclure, on peut donc dire que ce modèle simple décrit très correctement le tassement primaire, qui est un phénomène mécanique qui semble assez peu sensible aux conditions des essais, pour ce qui est de ces résultats obtenus à des échelles données, qui sont celles du laboratoire et de pilotes de taille intermédiaire.

2.2. Modélisation du tassement secondaire global

2.1.1. Méthodologie d'étude

- Rappels sur le modèle utilisé

Le modèle utilisé pour l'étude mécanique du tassement secondaire ε_2 d'une couche élémentaire de déchet est analogue au modèle de Terzaghi (1943) donné à l'Equation V-3 et adapté notamment pour le modèle ISPM (Equation V-8) et le modèle bio-mécanique du LTHE (Equation V-20). Réécrit avec nos propres notations, ce modèle de tassement secondaire s'exprime par la relation suivante :

Le tassement secondaire ε_2 d'une couche élémentaire de sol s'exprime par la relation :

$$\varepsilon_2(t) = \frac{\Delta h_2}{h_0} = C_{\alpha\varepsilon} \cdot \log\left(\frac{t}{t_{0M}}\right) \quad [V-47]$$

où Δh_2 est la variation de hauteur due au tassement secondaire (m), h_0 est la hauteur initiale avant tout tassement (m), C_{ae} est le coefficient de compression secondaire (-), t est le temps (jours) et t_{0M} est le temps correspondant à la fin de la consolidation primaire⁴⁷.

- Comparaison des démarches d'approche

La définition du coefficient de compression secondaire proposée ici diffère légèrement de celui du modèle ISPM proposé par Olivier (2003). Dans ce qui suit, on se placera toujours dans le cas d'un milieu à une seule couche, compte tenu des cas types modélisés. Ainsi, le coefficient de compression secondaire précité a bien un caractère « intrinsèque » pour la couche étudiée. Comme montré par Nousheen-Arif (2010), qui a proposé une évolution du modèle ISPM, ceci n'est plus vrai lorsqu'on considère un milieu à n couches. Cependant, dans le cas où la hauteur de déchets pourrait justifier une discrétisation des couches (cas des cellules ELIA dont le volume est 20 m³), on ne considérera par souci de simplification qu'une seule couche.

Un second point important à discuter lors du calcul de C_{ae} est la valeur prise pour t_{0M} . Celle-ci est considérée unique forfaitairement d'un essai à un autre afin de faciliter la comparaison des essais. En effet, la valeur de t_{0M} influe sur la valeur de C_{ae} . Ainsi, comme discuté au § V-1.2.1., nous calculerons les valeurs de C_{ae} pour $t_{0M} = 7$ jours, dans la mesure où les essais étudiés entrent dans la catégorie d'essais de laboratoire de l'échelle intermédiaire.

2.1.2. Résultats de la modélisation globale du tassement secondaire

Note : pour plus d'homogénéité dans les échelles de temps, le suivi des essais CX.1 n'est présenté que sur 300 jours, car aucune modification de comportement significative n'a été enregistrée par la suite sur le seul essai plus long (C1.1). Des valeurs de C_{ae} à des temps supérieurs pour cet essai seront toutefois données.

- Courbes de tassement secondaire pour les essais CX.1 et CX.2

Les données de tassement secondaire ε_2 des essais CX.1 et CX.2 sont données respectivement sur la Figure V-15 et la Figure V-16.

On constate globalement que :

- le tassement secondaire constitue *généralement une part non négligeable du tassement total* (5% à 8%, voire 9% à terme sur la série CX.1), à l'exception notable de l'essai C3.1, pour lequel on peut considérer qu'aucun tassement secondaire n'a eu lieu (matériau de type DIB qui s'était avéré quasi « inerte » d'un point de vue de la biodégradation, voir § IV-2.).
- sur deux des essais de la série CX.2, on enregistre des *tassements nettement plus importants* : il s'agit des essais C3.2 et C4.2 avec déchet prétraité. A noter que C4.2 tasse environ deux fois plus que C3.2, mais les données finales ne sont pas disponibles pour ces essais. Ces essais se sont révélés être associés à des fortes productions de biogaz, notamment C4.2 (143 Nm³/t MS, soit environ 7 fois plus que sur C3.2).

Les données de suivi de teneur en eau sur C4.2 permettent de dire que cet essai n'a pas été réalisé en conditions drainées (§ IV-3.1.). L'interprétation en terme de tassements devra donc être prudente, l'hypothèse d'un drainage étant invalidée. Dans ce cas, une théorie différente en prenant en compte la dissipation différée des sous-pressions liquides, à l'image des sols fins, devrait être appliquée.

⁴⁷ Ce temps est parfois noté t_1 par d'autres auteurs (notamment Olivier, 2003). Ici, nous préférons une notation en cohérence avec le modèle biomécanique de tassements, s'agissant de la même grandeur.

• Coefficients de compression secondaire des essais CX.1 et CX.2

Les calculs des coefficients de compression secondaire C_{ae} des essais CX.1 et CX.2 sont donnés respectivement sur la Figure V-17 et la Figure V-18 (avec l'hypothèse $t_{OM} = 7$ jours). Ces valeurs reflètent tout comme plus haut pour le tassement primaire la différence notable entre essais CX.1-C1.2-C2.2 et C3.2-C4.2. Rappelons que si la loi de tassement secondaire est vérifiée, C_{ae} est indépendant du temps. Pour C1.1, le calcul du coefficient C_{ae} donne 0.0424 à 600 jours, c'est-à-dire que le coefficient n'a quasiment pas évolué sur les 300 derniers jours.

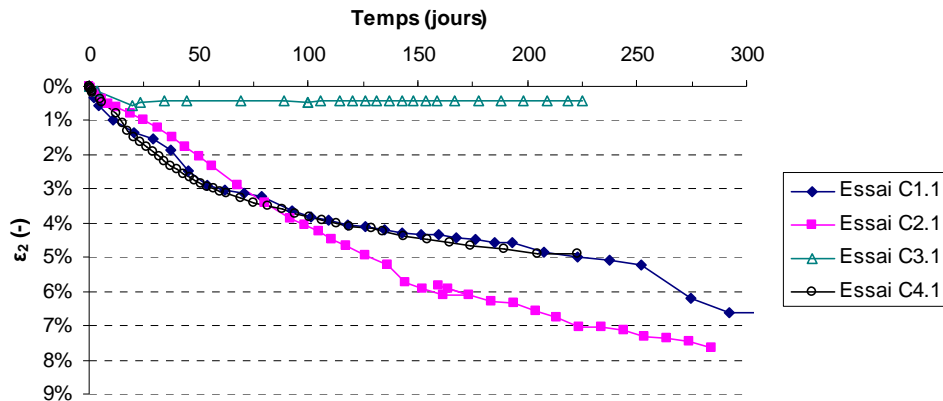


Figure V-15 : suivi du tassement secondaire pour les essais CX.1.

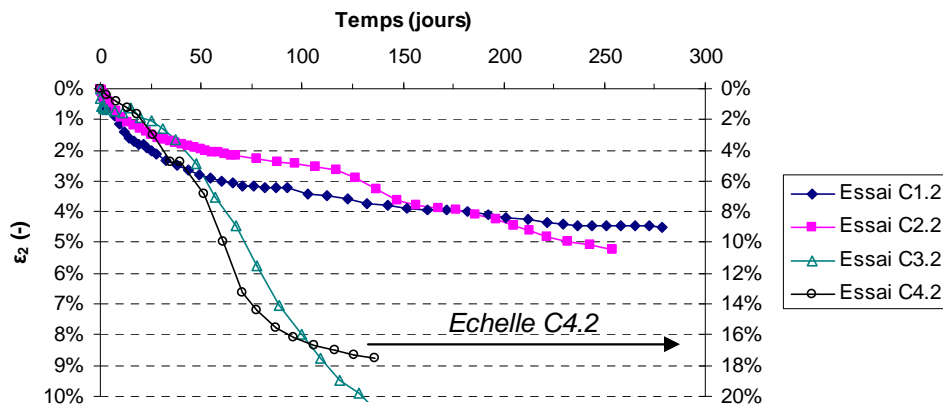


Figure V-16 : suivi du tassement secondaire pour les essais CX.2.

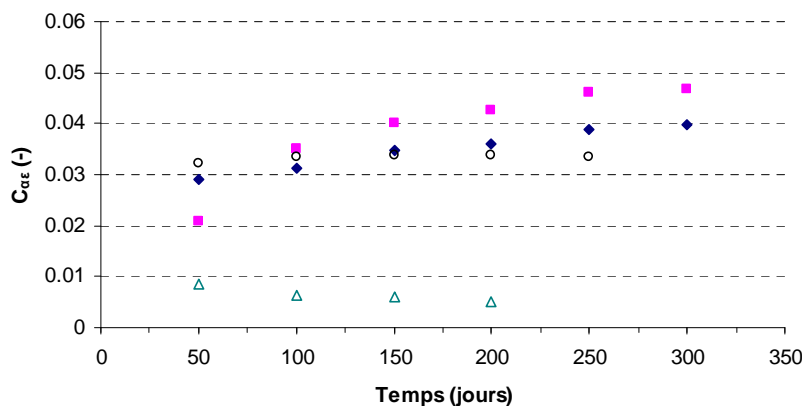


Figure V-17 : coefficients de compression secondaire pour les essais CX.1.

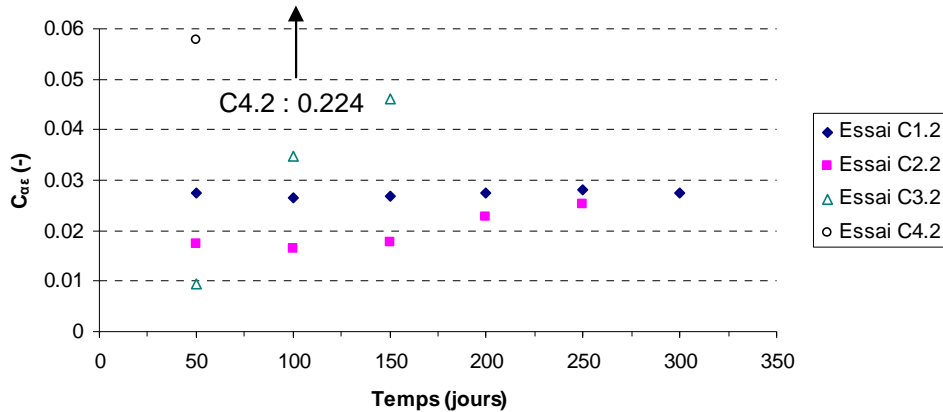


Figure V-18 : coefficients de compression secondaire pour les essais CX.2.

Globalement, on constate que :

- sur les 100 à 200 premiers jours, C_{ac} , supposé intrinsèque et ne dépendre que du déchet, n'est pas constant. Dans la plupart des cas, il augmente et peut jusqu'à doubler ;
- en revanche, à partir du jour 150 environ, il se stabilise à une valeur donnée, sauf pour les essais C1.1 et C2.1, où la stabilisation est plus tardive (jour 250). Très logiquement, pour C3.1, où l'on avait enregistré un tassement secondaire quasi nul, C_{ac} est très faible.

Sur C4.2, les valeurs de C_{ac} sont très fortes, en raison du tassement très important. Nous avons vu au § IV-2.3. que cet essai s'était aussi caractérisé par une teneur en eau et une densité subissant des variations transitoires avant stabilisation vers le jour 100, ce qui correspond à l'instant où la cinétique de tassement redevient plus faible. La perte de masse majeure sur ce pilote en fait un cas à part, mais l'essai n'étant pas encore terminé, toutes les conclusions n'en sauraient être tirées à cette date.

- Effet du type de déchet

Sur la série CX.1, les deux déchets de type OM (C1.1 et C2.1) montre un comportement relativement similaire entre eux. Si l'on analyse la totalité des résultats, on remarque que pour un même déchet, ou un même type de déchet, on constate des variations assez importantes de C_{ac} (notamment sur la série CX.2). Ceci laisse supposer que, pour des conditions de biodégradation ou d'humidité assez différentes, C_{ac} est sujet à des variations.

Contrairement au tassement primaire, le type de déchet, ou plutôt son état de stabilisation avant enfouissement a une influence. Les OM « brutes » se retrouvent avec des C_{ac} compris entre 0.02 et 0.05, alors que le DIB testé ne présente quasiment pas de compression secondaire (Figure V-17). En revanche, l'effet du prétraitement semble très difficile à analyser (Figure V-18).

Si le type de déchet semble avoir une influence, il convient d'être prudent car le type de déchet n'est pas le seul paramètre influant le tassement secondaire. La prise en compte de la biodégradation pour expliquer le tassement secondaire des déchets paraîtrait à ce stade très utile pour caractériser des évolutions différentes pour chaque déchet.

- Effet des conditions d'essais et des paramètres biochimiques

En application aux résultats du § IV-2., voyons si l'évolution des valeurs de C_{ac} peut être reliée à d'autres paramètres critiques d'essai :

- l'effet de l'injection de lixiviats peut se voir sur C1.1 : à partir du jour 200, une injection régulière de lixiviats a été réalisée. Celle-ci se manifeste ici par une augmentation de 10% environ du coefficient C_{ac} . En revanche, sur C3.1, l'injection n'a pas d'effet sur le tassement, mais le déchet concerné est un DIB, et le mode d'injection (par le bas de la cellule) n'a sans

doute pas le même effet qu'une injection par le haut, qui peut permettre un entraînement des fines vers le bas et une lubrification plus efficace des grains ;

- la *rapidité de la méthanogénèse* et la *qualité du biogaz* ne semblent pas expliquer les valeurs de C_{ae} , celui-ci pouvant être très stable ou très variable sur des essais relativement similaires (par exemple C2.1 et C3.1, ou C3.2 et C4.2, dont les rapports CH_4/CO_2 sont très proches tout au cours des essais) ;
- sur les pilotes où une *production importante de biogaz* a été enregistrée, notamment C1.1, C2.1, C3.2 et C4.2, on constate une forte variabilité de C_{ae} . Ceci confirme donc la remarque faite sur le type de déchet et sur l'influence pressentie de la biodégradation sur le tassement secondaire.
- Comparaison aux résultats d'autres études à l'échelle du laboratoire

L'étude de la compressibilité secondaire nécessitant un suivi long terme d'essais, les références sont moins nombreuses que pour la compressibilité primaire. En particulier, au LTHE, seuls les travaux d'Olivier (2003) sont directement utilisables, les autres travaux s'étant focalisés sur des études à court terme.

Sur les essais dans la cellule C4DC (§ II-2.1.), Olivier et Gourc (2007) ont obtenu des valeurs de C_{ae}^* (méthode ISPM) variables en fonction des conditions de l'essai, comprises entre 0.035 et 0.350. Les coefficients ont donc varié d'un facteur 10 entre le tassement secondaire au début de l'essai et une phase avec recirculation. Les conditions n'ayant toutefois pas été constantes au cours de l'essai, le calcul du C_{ae}^* peut être impacté par l'histoire de l'essai et sa dépendance en fonction du temps, même durant une phase avec des conditions identiques, ne permet pas de conclure quant à la comparaison avec les résultats de ce travail.

Dans la littérature, on trouve quelques autres valeurs de compressibilité secondaire :

- Wall et Zeiss (1995) ont calculé des coefficients de compression secondaire dans des pilotes d'environ 500 L ; ces derniers sont compris entre 0.033 et 0.056 ;
- Hossain et Gabr (2005) déterminent quant à eux des valeurs de compressibilité secondaire comprises entre 0.050 et 0.220 sur des cellules oedométriques (moins d'1 L) ;
- Powrie et al. (2009) ont appliqué le modèle de Buisman à l'échelle d'une couche⁴⁸, et obtiennent des valeurs de C_{ae} comprises entre 0.066 et 0.088 pour des expériences de 160 L dans les pilotes CAR (§ II-2.1.).

Globalement, ces coefficients sont donc très comparables à ceux obtenus dans le cadre de ce travail.

Tableau V-6 : valeurs de coefficients C_{ae} déterminées dans la littérature sur des sites réels (Olivier, 2003).

Auteur	Olivier, 2003						
Site	Torcy	Montech	Lons-le-S.	Chatuzange	Lapouyade	Montréal	Collier Rd.
C_{ae}^* (-)	0.10-0.14	0.06-0.11	0.02-0.11	0.11-0.18	0.01-0.12	0.15-0.21	0.06-0.11
Auteur	Oweis et Khera, 1998						
Site	10 ans d'âge	15 ans d'âge	15-20 ans	Vieux site 1	Vieux site 2		
C_{ae} (-)	0.02	0.24	0.02	0.04	0.005		

⁴⁸ Toutefois, l'article ne donne pas d'informations concernant la définition du temps t_{0M} pris en compte, d'où une certaine difficulté à comparer directement les données notamment avec ISPM.

- Comparaison aux résultats d'autres études à l'échelle du site

Sur site, il a été montré (Olivier, 2003) que l'on pouvait avoir d'importantes fluctuations des valeurs de C_{ae} notamment dans les premiers mois. Par exemple, Bareither et al. (2008) trouvent ainsi des coefficients compris entre 0.01 et 0.09 sur plusieurs alvéoles, mais cette variabilité monte jusqu'à 0.17 sur une alvéole où on a une forte injection de lixiviats. Olivier (2003) a cependant montré que le coefficient C_{ae}^* (méthode ISPM) était bien indépendant de la surcharge appliquée, en analysant des données d'alvéoles sur lesquelles une recharge de déchets avait été réalisée.

Le Tableau V-6 donne quelques valeurs de C_{ae}^* déterminées par Olivier (2003) en appliquant le modèle ISPM à des sites, ainsi que quelques valeurs déterminées par Oweis et Khera (1998) sur des sites américains en se basant sur la méthode de Sowers. Ces valeurs confirment la remarque ci-dessus, à savoir qu'on observe une très forte variabilité, de l'ordre d'un facteur 10, sur les coefficients.

2.1.3. Conclusions sur l'étude mécanique du tassement secondaire

L'application d'un modèle de tassement secondaire mécanique simple aux essais dans les CICLADÉ est apparue plus délicate que pour la modélisation du tassement primaire. En effet,

- on constate une variabilité dans la valeur des coefficients C_{ae} en fonction du temps, qui se stabilise toutefois après une phase que l'on pourrait qualifier de transitoire. Ces variations ont été observées par d'autres auteurs (Olivier, 2003), et tendent à montrer que la définition d'un coefficient « intrinsèque » ne peut se faire qu'à partir d'un certain temps d'observation ;
- les variations importantes du coefficient moyen en fonction du type de déchet ne sont toutefois pas totalement expliquées, ce qui pose problème en terme de prédiction.

Les valeurs de la littérature témoignent de plus d'une assez forte variabilité du coefficient de compression secondaire, qui peut aller du simple au vingtuple voire davantage. S'il paraît possible de comparer différentes données sur la base de ce modèle, il semble en revanche plus difficile de proposer une méthode a priori, en raison de cette très forte variabilité.

Comme présenté plus haut (Figure V-5), il peut sembler problématique de « globaliser » en une seule approche les deux phénomènes principaux du tassement secondaire :

- un *tassement mécanique de fluage* lent, qui peut prendre de 15 à 30 ans voire davantage ;
- un *tassement biochimique* plus rapide, en fonction de la cinétique de biodégradation, qui peut prendre de 3 à 15 ans en fonction des conditions d'opération et de prétraitement.

Ces deux phénomènes n'opérant pas sur exactement la même fenêtre de temps, il paraît difficile d'utiliser une approche globale. Ceci est d'autant plus vrai que, dans les pilotes CICLADÉ étudiés, les conditions étant favorables à la biodégradation, l'ordre de grandeur pour la stabilisation biochimique est plutôt d'une à deux années maximum.

Ainsi, l'approche globale, qui ne permet pas toujours d'expliquer les différences observées, semble mal adaptée à des dispositifs ou des sites pour lesquels les phénomènes biochimiques sont plus rapides que le fluage mécanique lent. Certains auteurs ont tenté de remédier à ce problème en utilisant plusieurs valeurs de coefficients de compression successives par phase d'essai (Hossain et Gabr, 2005 ; Olivier et Gourc, 2007 ; Powrie et al., 2009 ; Stoltz, 2009). Toutefois, hérité de la mécanique des sols (non dégradables), le modèle mécanique global de tassements en fonction du temps ne semble pas le plus adapté pour prendre en compte la biodégradation. Nous étudierons au § V-3. quels apports peut avoir le découplage entre un modèle biochimique de la perte de masse par biodégradation et un modèle mécanique de tassement secondaire pour améliorer la compréhension des phénomènes.

2.3. Conclusions : apports et limites de l'approche mécanique

La modélisation du tassement mécanique primaire par une loi logarithmique en fonction de la contrainte appliquée paraît pertinente et robuste. On n'a constaté qu'une très faible variabilité des paramètres du modèle, que ce soit dans les données des essais CICLADE ou en comparaison avec d'autres essais antérieurs au LTHE et de la littérature.

En revanche, comme discuté plus haut, la modélisation globale du tassement secondaire n'est pas apparue complètement satisfaisante. Le caractère intrinsèque présupposé du coefficient de compression secondaire ne semble pas vérifié dans tous les cas, et il ne saurait être totalement expliqué par les conditions initiales du déchet. D'autres facteurs explicites ou implicites de la biodégradation ont sans nul doute un impact sur la valeur de ce coefficient. Cette méthode « robuste » pourra être appliquée de préférence à des sites conventionnels à cinétique de biodégradation lente.

D'une manière globale, on peut souligner que l'approche mécanique a pour principaux mérites d'être relativement simple (peu de paramètres nécessaires) et globalement assez bonne dans l'ajustement aux données (en raison notamment du choix de lois logarithmiques). Elle semble toutefois insuffisante pour caractériser de façon précise les deux principaux phénomènes impliqués dans le tassement secondaire, fluage et biodégradation, qui mériteraient une prise en compte séparée notamment si l'expression de la biodégradation est rapide et marquée, comme le prouve la médiocre corrélation entre la valeur de ce coefficient et le type de déchet.

3. Modélisation bio-mécanique du tassement secondaire

Note : cette section est consacrée à l'application du modèle bio-mécanique de tassements présenté au § V-1.4. La démarche adoptée a été présentée en détail plus tôt, et notamment sur la Figure V-5 (modélisation en 4 étapes de **(1)** à **(4)**). Le § V-3.1. s'attachera à déterminer les paramètres de la biodégradation à partir des densités initiales du déchet **(1)** et de la modélisation des flux de biogaz **(2)**. A noter qu'ici, la modélisation des flux de biogaz s'entend comme une modélisation d'ajustement, et non comme une modélisation a priori, à partir des caractéristiques initiales du déchet (calcul du paramètre c par la valeur de BP_{eff} , Equation V-41). Le § V-3.2. s'attachera quant à lui à modéliser le tassement secondaire mécanique **(3)** puis le tassement secondaire d'origine biochimique et total **(4)**.

3.1. Modélisation de la biodégradation

3.1.1. Etablissement des masses volumiques initiales des déchets (étape (1))

- Application aux essais CICLADE

Les essais CICLADE ont été amplement présentés au § IV ainsi qu'au § V-2. Pour la modélisation bio-mécanique du tassement secondaire, nous nous limiterons aux essais où la biodégradation est considérée comme stabilisée. De plus, l'essai C3.1 ne présente pas de tassement secondaire, il ne sera donc pas présenté. Ainsi, nous nous limiterons aux essais C1.1, C2.1, C4.1, C1.2 et C2.2 portant sur des OM, sauf C4.1 dans lequel un biodéchet a été testé.

La détermination de la masse volumique sèche initiale ρ_d^0 ne nécessite que la connaissance de la quantité de masse sèche et du volume de la cellule au début du tassement. Le Tableau V-7 donne les résultats des calculs pour ρ_d^0 . Les valeurs sont relativement voisines pour tous les essais, avec l'exception notable de C4.1, qui contenait un biodéchet de nature très différente (biodéchet).

En ce qui concerne ρ_{so}^0 , une estimation paraissant incertaine, compte tenu de l'absence de caractérisation pour certains déchets, et compte tenu des difficultés à calculer ρ_{so}^0 sans faire d'autres approximations difficilement justifiables (Gourc et al., 2010), il a donc été préféré, suite à des communications personnelles des biochimistes, de considérer une valeur unique pour tous les déchets de 0.850 kg/L (comme au § V-1.4.3.).

Tableau V-7 : calcul des paramètres initiaux (étape (1)) pour les essais CICLADE.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)
	OM broyée	OM broyée	Biodéchet	OM broyée	OM+mâchefers
V^0 (L)	942.5	937.4	942.5	706.9	706.9
M_d^0 (kg)	360.9	351.2	386.8	292.0	319.5
w^0 (kg/kg)	0.502	0.392	0.399	0.531	0.530
ρ_d^0 (kg/L)	0.383	0.379	0.414	0.413	0.454
ρ_{so}^0 (kg/L)	0.850	0.850	0.850	0.850	0.850

• Application aux essais du LGCIE (INSA de Lyon)

Les essais du LGCIE (INSA de Lyon) ont été présentés au § II-2.1., et ont fait l'objet d'une étude aux § III-2.2. et III-3.1. Les 6 pilotes bioréacteurs R1 à R6 sont présentés dans le Tableau III-9. Rappelons que les réacteurs R1 à R3 ont concerné un déchet broyé à 150 mm, les réacteurs R4 à R6 un déchet broyé à 70 mm, et que les conditions d'humidification ont été différentes selon les pilotes (§ III-2.2.) :

- les réacteurs R1 et R4 ont été saturés puis drainés au lancement (jour 0). Ensuite, ils n'ont plus été humidifiés, sauf le réacteur R4 à partir du jour 199 ;
- les réacteurs R2 et R5 ont subi un fort flux d'injection de 8.0 L/t MS/jour à partir du jour 87. Leur teneur en eau a fortement augmenté suite à cette injection ;
- les réacteurs R3 et R6 ont subi un flux d'injection plus faible de 2.0 L/t MS/jour à partir du jour 157, mais pendant une durée globalement plus longue.

Ici, nous nous limiterons à l'étude des réacteurs où le tassement a été le plus significatif, et où la biodégradation s'est le mieux exprimée, soit les réacteurs R1, R2, R4 et R5 (saturation-désaturation et pilotes fortement injectés).

Les masses volumiques sèches initiales sont données dans le Tableau V-8. La variabilité concernant ρ_d^0 est plus faible sur ces essais que sur les CICLADE. Rappelons toutefois qu'aucun de ces pilotes n'a été comprimé. La masse volumique sèche initiale de la fraction organique solide, ρ_{so}^0 , est supposée tout comme pour les CICLADE constamment égale à 0.850 kg/L.

Tableau V-8 : calcul des paramètres initiaux (étape (1)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).

	R1	R2	R4	R5
	OM broyage gros.	OM broyage gros.	OM broyage fin	OM broyage fin
V^0 (L)	808.4	736.1	803.1	788.8
M_d^0 (kg)	302.8	304.9	364.7	362.0
w^{*0} (kg/kg)	0.265	0.265	0.331	0.331
ρ_d^0 (kg/L)	0.375	0.414	0.454	0.459
ρ_{so}^0 (kg/L)	0.850	0.850	0.850	0.850

• Application aux essais ELIA (Ademe-VERI)

Les essais ELIA (Ademe-VERI) ont été présentés succinctement au § II-2.1. Il s'agit de 4 réacteurs de 22 m³ avec injection d'eau pluviale ou lixiviats remplis avec un déchet provenant d'un même gisement selon différentes conditions d'opérations. Le pilote Bioréacteur⁴⁹ (B) a été rempli par du déchet broyé ($D_{max} \approx 150$ mm ; Lornage et al., 2007), alors que le pilote Témoin (T) n'a pas subi de traitement avant enfouissement. Les deux derniers pilotes ont subi un broyage grossier puis un prétraitement aérobie de 12 (P1) et 25 (P2) semaines respectivement. Les conditions d'humidification ont été les suivantes :

- les réacteurs T, P1 et P2 ont reçu de l'eau pluviale à raison de 0.21 à 0.54 L/t MS/jour ;
- le réacteur B a été humidifié par des lixiviats âgés à raison de 1.44 à 2.00 L/t MS/jour.

⁴⁹ Dans la publication de Gourc et al. (2010), la dénomination diffère légèrement : le pilote T est noté C1, et le pilote P2 est noté C2. Les deux autres pilotes ne sont pas présentés.

Tableau V-9 : calcul des paramètres initiaux (étape (1)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).

	B	T	P1	P2
	OM broyée	OM brute	OM PTMB 12 s.	OM PTMB 25 s.
V^0 (L)	19807	19921	19580	19750
M_d^0 (kg)	8427	6800	6760	6710
w^{*0} (kg/kg)	0.281	0.281	0.402	0.371
ρ_d^0 (kg/L)	0.425	0.341	0.345	0.340
ρ_{so}^0 (kg/L)	0.850	0.850	0.850	0.850

Les masses volumiques sèches initiales sont données dans le Tableau V-9. Elles sont assez homogènes pour les pilotes T, P1 et P2, car les quantités enfouies sont plus faibles que pour le pilote B. Ce dernier contient du déchet broyé, plus dense. Bien que P1 et P2 aient également un déchet broyé, celui-ci a subi un prétraitement prolongé, ce qui explique un foisonnement important lors des phases d'aération, et donc une valeur de ρ_d^0 plus faible. La masse volumique sèche initiale de la fraction organique solide, ρ_{so}^0 , est supposée tout comme pour les CICLADE constamment égale à 0.850 kg/L.

- Comparaison des masses volumiques initiales des trois dispositifs étudiés

Les masses volumiques sèches des 4 pilotes du LGCIE et des 4 pilotes ELIA sont dans une gamme assez restreinte de densités (0.340-0.459 kg/L), alors que les essais CICLADE ont des valeurs de ρ_d^0 avant tassement secondaire nettement supérieures (0.563-0.783 kg/L). Il s'agit bien entendu de l'effet de la simulation d'une colonne sus-jacente de 15 m de déchets (140 kPa). D'après les hypothèses du modèle toutefois, la contrainte appliquée n'a pas directement d'impact sur le tassement secondaire.

3.1.2. Modélisation de la production de biogaz (étape (2))

- Application aux essais CICLADE

La Figure V-19 présente les données et l'ajustement par le modèle EPA pour le biogaz des essais CICLADE. Les paramètres d'ajustement sont donnés dans le Tableau V-10.

La production effective de biogaz (BP_{eff}) s'échelonne entre 4.5 et 31 Nm³/t MS, bien qu'un redémarrage tardif de la production de biogaz ne puisse être exclu (ces valeurs étant bien inférieures au potentiel BP , discuté notamment au § IV-2.1.). Les valeurs de c sont calculées d'après l'Equation V-41, sur la base d'une valeur de $C_b = 750$ Nm³/t MS, et reflètent logiquement les mêmes tendances que les BP_{eff} . Les valeurs de BP expérimentales étant très incertaines, elles ne sont pas indiquées.

Si l'on exclut l'essai C1.1, le démarrage de la production de gaz a toujours été très rapide. Les cinétiques de production de biogaz k sont élevées ($k > 1.8$), et caractéristiques d'essais de laboratoire. L'ajustement avec une cinétique de premier ordre fonctionne généralement plutôt bien, à l'exception de l'essai C1.1 où le modèle sous-estime assez fortement les flux instantanés avant 200 jours (phase de latence) et entre 400 et 600 jours (Figure V-19). Nous discuterons de la pertinence du modèle à la lumière des performances sur les autres dispositifs étudiés.

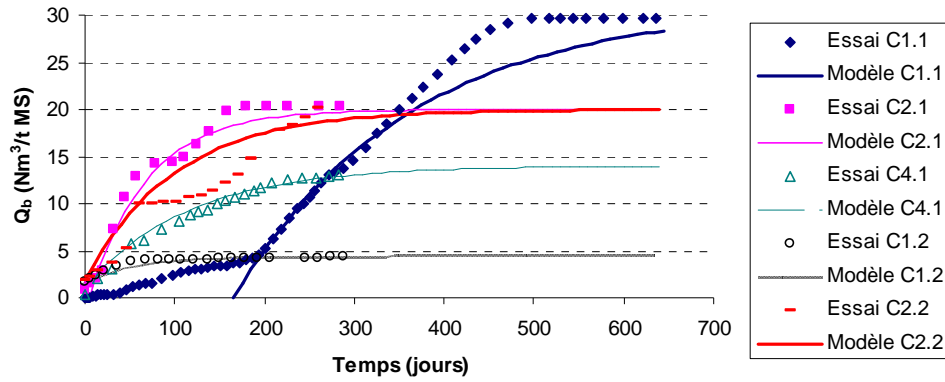


Figure V-19 : données et modèles pour la production de biogaz des essais CICALADE.

Tableau V-10 : calcul des paramètres de modélisation du biogaz (étape (2)) pour les essais CICALADE.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)
	OM broyée	OM broyée	Biodéchet	OM broyée	OM+mâchefers
BP_{eff} (Nm ³ /t MS)	31	20	14	4.5	20
c (-)	4.1%	2.7%	1.9%	0.6%	2.7%
t_{0B} (jours)	165	5	0	-25	-10
$t_{1/2}$ (jours)	300	60	25	40	70
k (1/an)	1.87	5.62	3.16	6.32	3.61

- Application aux essais LGCIE (INSA de Lyon)

La Figure V-20 présente les données et l'ajustement par le modèle EPA pour le biogaz des essais du LGCIE (INSA de Lyon). Les paramètres d'ajustement sont donnés dans le Tableau V-11.

Pour les essais R1 et R4, une injection tardive de lixiviats ayant modifié les caractéristiques de la cinétique biochimique dans ces pilotes initialement saturés puis désaturés, une double cinétique de production de gaz a été modélisée (Tableau V-11). La production effective de biogaz (BP_{eff}) s'échelonne entre environ 180 et 220 Nm³/t MS, ce qui correspond à une très bonne expression du potentiel de production de biogaz, estimé à environ 210 Nm³/t MS.

Une phase de latence a été observée sur tous les pilotes, la production de biogaz ne commençant, au mieux, qu'après 80 jours d'essai sur R4 (saturé-désaturé). Pour les pilotes fortement humidifiés par injection à partir du jour 87, la production de biogaz commence au jour 130-140. Les cinétiques de production de biogaz k sont très élevées ($k > 2.3$), et caractéristiques d'essais de laboratoire. Les deuxièmes cinétiques pour les essais R1 et R4 sont de loin les cinétiques les plus élevées, traduisant un redémarrage très rapide d'une biodégradation dans un milieu à conditions environnantes redevenues très favorables. L'ajustement avec une cinétique de premier ordre est remarquable pour tous les essais.

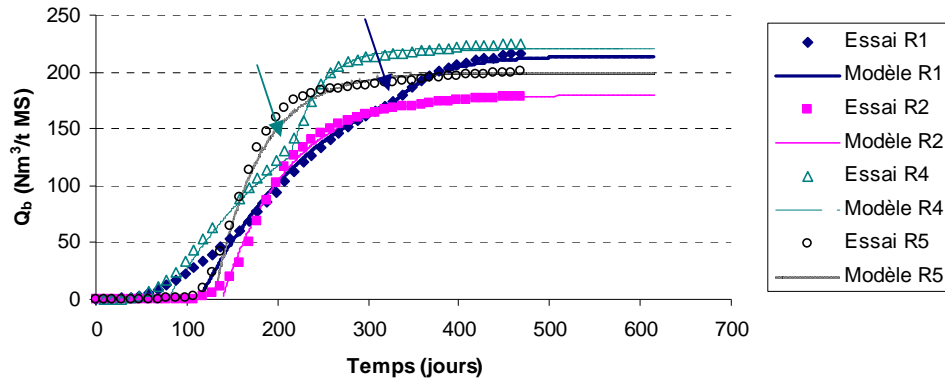


Figure V-20 : données et modèles pour la production de biogaz des essais LGCIE (INSA de Lyon). Les démarrages des deuxièmes cinétiques sur R1 et R4 sont marquées par les flèches.

Tableau V-11 : calcul des paramètres de modélisation du biogaz (étape (2)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).

	R1		R2		R4		R5	
	OM broyage gros.		OM broyage gros.		OM broyage fin		OM broyage fin	
BP_{eff} ($\text{Nm}^3/\text{t MS}$)	215		180		220		200	
c (-)	28.7%		24.0%		29.3%		26.7%	
t_{0B} (jours)	115		140		80		130	
$t_{1/2}$ (jours)	210		190		190		165	
k (1/an)	2.66	7.23	5.16		2.30	11.50	7.23	

- Application aux essais ELIA (Ademe-VERI)

La Figure V-21 présente les données et l'ajustement par le modèle EPA pour le biogaz des essais du LGCIE (INSA de Lyon). Les paramètres d'ajustement sont donnés dans le Tableau V-12.

La production effective de biogaz (BP_{eff}) s'échelonne entre environ 22 et 170 $\text{Nm}^3/\text{t MS}$, avec une très nette influence du prétraitement (diminution nette du potentiel de production pour P1 et P2). Il peut paraître surprenant que la production de biogaz cumulée stabilisée soit inférieure sur le pilote B, dont les conditions étaient a priori plus favorables (très fort taux d'humidité et utilisation de lixiviats pour l'humidification).

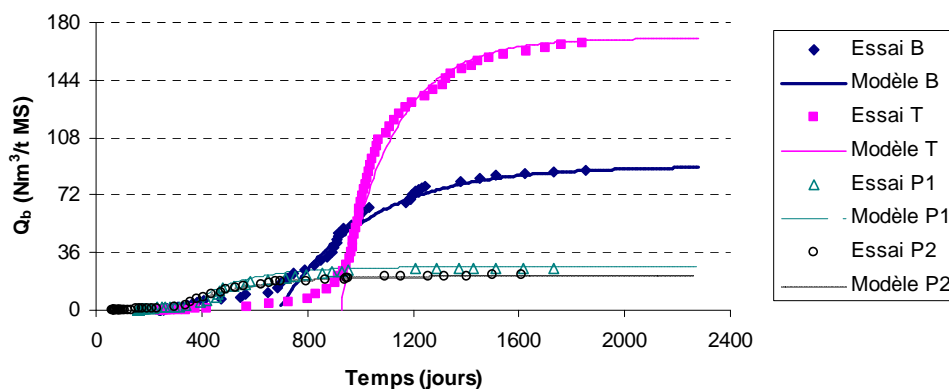


Figure V-21 : données et modèles pour la production de biogaz des essais ELIA (Ademe-VERI).

Tableau V-12 : calcul des paramètres de modélisation du biogaz (étape (2)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).

	B	T	P1	P2
	OM broyée	OM brute	OM PTMB 12 s.	OM PTMB 25 s.
BP_{eff} (Nm ³ /t MS)	90	170	27	22
c (-)	12.0%	22.7%	3.6%	2.9%
t_{0B} (jours)	700	930	350	310
$t_{1/2}$ (jours)	930	1065	480	475
k (1/an)	1.10	1.87	1.95	1.53

Il y a une bonne cohérence dans les résultats en terme de temps avant démarrage de la production de biogaz t_{0B} : les déchets prétraités produisent plus rapidement du gaz, mais avec un palier plus faible, et le pilote B part légèrement plus tôt en phase de production que le pilote T. Les cinétiques de production de biogaz k sont assez homogènes et plus proches de ce que l'on peut trouver sur site ($k < 2.0$).

3.1.3. Discussion : comparaison des paramètres des modèles de biogaz des dispositifs étudiés et pertinence du modèle de production de biogaz

Les trois pilotes étudiés, qui sont très différents, permettent à ce stade une comparaison des paramètres de la production de biogaz. Tous les cas étudiés révèlent des cinétiques élevées ($1.1 < k < 11.5$) qui ne seraient jamais obtenues sur site. Ceci peut poser problème en terme de changement d'échelle, si l'on souhaitait appliquer directement certains de ces résultats à l'échelle du site.

Les temps de latence relevés (avant production de biogaz) sont généralement faibles (notamment sur les CICLADE et les pilotes du LGCIE), voire nuls (sur plusieurs essais CICLADE). Là aussi, il s'agit de valeurs nettement plus faibles que ce que l'on pourrait observer in situ. Les temps de latence observés sur les pilotes ELIA paraissent par contre tout à fait réalistes, voire relativement importants (près de 3 ans). L'effet du prétraitement est bien mis en évidence par les essais ELIA (voir aussi Lornage et al., 2007), tout comme l'effet de l'injection de lixiviats dans les essais du LGCIE (voir aussi Benbelkacem et al., 2010).

De façon plus précise, il semblerait également qu'à chaque fois qu'une phase de latence importante est observée, pouvant être assimilée à la préparation du substrat en vue de la méthanogénèse, l'expression finale de la biodégradation est plus marquée. Ceci est notamment vrai en comparant l'essai C1.1 aux autres essais CICLADE (Figure V-19), mais aussi l'essai T (témoin) aux autres essais ELIA (Figure V-21). Les pilotes prétraités ont tous eu un démarrage plus rapide, mais avec une expression moins complète de la biodégradation, ce qui paraît logique compte tenu du prétraitement. Dans une certaine mesure, ceci a aussi été observé en comparant le pilote T au pilote B sur ELIA.

L'ajustement du modèle de premier ordre de type EPA a généralement été bon, voire très bon. Sur quelques pilotes, on constate des écarts entre données et modèle. Toutefois, l'objectif de la démarche est de modéliser les *tassements*, et pour ce faire, d'avoir une idée de la *cinétique* de biodégradation. Dans ce contexte, un modèle de premier ordre semble tout à fait convenir, sa vocation n'étant pas de modéliser parfaitement à tout instant les flux de gaz, mais plutôt de modéliser les phénomènes majeurs liés à la biodégradation⁵⁰.

On constate enfin que les pilotes où une compression verticale est assurée présentent des productions finales de biogaz plus faibles que les autres pilotes :

⁵⁰ Par ailleurs, le modèle SWANA, également de premier ordre mais qui s'ajuste mieux à la phase initiale de production de biogaz, n'apporte pas d'amélioration significative (voir § V-1.4. et Gourc et al., 2010).

- pour les CICLADE, une surcharge représentant 15 m de colonne de déchets est appliquée, et les productions effectives sont seulement de 2.5% à 15% de la production enregistrée sur des OM broyées comparables testées au LGCIE ;
- pour les pilotes ELIA, on a 3 à 4 m de colonne de déchets qui surchargent le bas de la colonne, et les productions de biogaz atteignent 45% à 85% de la production enregistrée sur des OM broyées fraîches assez comparable au LGCIE (pilotes ELIA prétraités exclus).

Ces observations pourraient tendre à indiquer un effet défavorable de la compaction ou de la masse volumique sur la biodégradation. Il est clair qu'à masse volumique supérieure, la circulation des fluides (lixiviats, biogaz) peut être réduite par rapport à des essais de type « batch » en laboratoire. Ne disposant pas d'essais réellement témoin sur un même déchet, il est difficile d'être catégorique, mais ces observations vont également dans le sens de certaines remarques dans la littérature (Valencia et al., 2009).

3.2. Modélisation bio-mécanique du tassement secondaire

3.2.1. Modélisation du tassement secondaire mécanique (étape (3))

- Application aux essais CICLADE

Le Tableau V-13 récapitule les coefficients de compression secondaire mécanique pour les essais CICLADE.

La détermination de C_{aeM} a parfois posé problème, en raison d'une biodégradation sans phase de latence, ou avec une très courte phase de latence (tous les essais hormis C1.1). Il est possible de comparer ici les valeurs de C_{aeM} avec les valeurs de C_{ae}^{fin} finales données plus haut (Tableau V-13) :

- logiquement, on a bien pour tous les essais $C_{aeM} < C_{ae}^{fin}$;
- pour tous les essais, le rapport C_{aeM} / C_{ae}^{fin} est élevé ($C_{aeM} / C_{ae}^{fin} \geq 0.70$). Ce rapport varie dans une gamme assez faible (0.70-0.90) et montre que le tassement secondaire mécanique représente généralement plus de 70% du tassement secondaire total.

Les essais C3.2 et C4.2, sur déchet prétraité, ne sont pas présentés ici, mais les valeurs de C_{aeM} déterminées sont de 0.030 et 0.035 respectivement, et sont donc supérieures aux C_{aeM} de C1.2 et C2.2, d'où un effet probable du prétraitement sur la compressibilité secondaire.

Tableau V-13 : calcul des coefficients de compression secondaire mécanique (étape (3)) pour les essais CICLADE.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)
	OM broyée	OM broyée	Biodéchet	OM broyée	OM+mâchefers
C_{aeM} (-)	0.035	0.035	0.028	0.025	0.020
C_{ae}^{fin} (-)	0.040	0.047	0.033	0.028	0.023
C_{aeM} / C_{ae}^{fin} (-)	0.875	0.745	0.848	0.893	0.870

- Application aux essais LGCIE (INSA de Lyon)

Le Tableau V-14 récapitule les coefficients de compression secondaire mécanique pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).

Les valeurs font apparaître deux groupes distincts : R1 et R2 (forte compressibilité mécanique secondaire) comparé à R4 et R5 (faible compressibilité mécanique secondaire). Le rapport entre les deux coefficients est de l'ordre de 3, ce qui est significatif. Il semble donc que les matériaux à fort C_{aeM} soient les matériaux broyés. Il ne paraît toutefois pas évident à ce stade d'en extrapoler une influence de la masse volumique sèche initiale sur le coefficient C_{aeM} .

Tableau V-14 : calcul des coefficients de compression secondaire mécanique (étape (3)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).

	R1	R2	R4	R5
	OM broyage gros.	OM broyage gros.	OM broyage fin	OM broyage fin
$C_{\alpha EM} (-)$	0.054	0.058	0.020	0.017

Sur les réacteurs R4 et R5, qui ont porté sur du déchet A, également utilisé dans l'essai C2.1 après une aération passive prolongée, les valeurs sont plus faibles (de 33% à 50%) que celles obtenues sur un même déchet sur la CICLADE C2.1. L'aération passive prolongée aurait donc augmenté la compressibilité secondaire du déchet A, tout comme ce que l'on pouvait dire pour les déchets prétraités sur CICLADE.

- Application aux essais ELIA (Ademe-VERI)

Le Tableau V-15 récapitule les coefficients de compression secondaire mécanique pour les essais ELIA (Ademe-VERI).

Ici aussi, on peut dégager deux « groupes de tendances » : les pilotes peu ou pas prétraités (B et T), et les pilotes prétraités (P1 et P2). Par contre, l'effet du broyage (sur le pilote B) est plus limité, puisque $C_{\alpha EM}$ est presque identique au pilote T.

Sur ces pilotes, le prétraitement semble ainsi diminuer la compressibilité mécanique secondaire, puisque P1 et P2 ont des valeurs plus faibles que B et T, qui redeviennent proches des compressibilités des déchets grossièrement broyés du LGCIE (placés dans R1 et R2). L'allongement du prétraitement occasionne même une baisse de la compressibilité mécanique secondaire (P1 ayant une valeur intermédiaire entre B et P2).

Tableau V-15 : calcul des coefficients de compression secondaire mécanique (étape (3)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).

	B	T	P1	P2
	OM broyée	OM brute	OM PTMB 12 s.	OM PTMB 25 s.
$C_{\alpha EM} (-)$	0.092	0.104	0.078	0.060

- Comparaison des compressibilités secondaires mécaniques des trois dispositifs étudiés

D'une manière générale, les $C_{\alpha EM}$ obtenus sont inférieurs aux valeurs usuelles de $C_{\alpha EM}$ d'après la littérature, ou nos propres mesures (§ V-2.2.). Les coefficients sont toutefois élevés voire très élevés pour les essais dans les pilotes ELIA et pour les déchets grossièrement broyés du LGCIE. On constate ainsi :

- que seuls les déchets *fortement broyés* obtiennent des valeurs de $C_{\alpha EM}$ inférieures à 0.035 ($D_{max} < 70$ mm). Il y a donc ici clairement un effet du broyage sur le tassement mécanique secondaire ;
- l'influence du *prétraitement* sur la compressibilité secondaire mécanique semble plus délicate à commenter. On observe des tendances différentes dans les pilotes de laboratoire (CICLADE, LGCIE) et dans les pilotes semi-industriels (ELIA). Toutefois, le dispositif ELIA semble réellement à part puisque les coefficients sont nettement plus élevés, ce qui traduit sans doute un effet d'échelle ;
- il paraît possible que les fortes compressibilités obtenues sur les pilotes ELIA soient une conséquence de la *taille du dispositif* : les colonnes de déchets font près de 4 m de hauteur, et la hauteur de la colonne de déchets devient difficilement négligeable ;

- le rôle de l'humidité ne se voit pas de façon très claire sur les pilotes du LGCIE, ni sur les CICLADE. En revanche, la très forte compressibilité du pilote B, qui contient pourtant du déchet broyé, pourrait s'expliquer par la forte humidité régnant dans le pilote, et qui favorise la lubrification des grains et donc le tassement (biodégradation mise à part).

On peut donc en conclure que les facteurs d'influence sur C_{aeM} sont potentiellement multiples, et que le calage de ce paramètre reste une étape indispensable et cruciale de la modélisation bio-mécanique des tassements.

3.2.2. Modélisation du tassement secondaire biochimique et total (étape (4))

- Application aux essais CICLADE

La Figure V-22 présente les données et la modélisation du tassement secondaire total des essais CICLADE. Les caractéristiques du tassement secondaire et les performances du modèle sont données dans le Tableau V-16. Les données de tassement « final » correspondent au dernier enregistrement de tassement sur l'essai correspondant.

Les tassements secondaires s'échelonnent entre environ 3% et 6% à 150 jours (données) et entre 6% à 9% à 600 jours (modèle). Globalement, le modèle bio-mécanique de tassements prédit très correctement le tassement secondaire final⁵¹ observé sur les essais C2.1 et C4.1, mais surestime légèrement le tassement du pilote C1.1, et sous-estime fortement le tassement sur le pilote C2.2.

Le Tableau V-16 permet de voir ces très bons résultats sur C2.1, C4.1 et C1.2, en revanche l'erreur absolue est de l'ordre de 0.01 m/m sur les deux autres pilotes pris en compte. Les résultats de ces essais seront comparés ci-après de manière plus détaillée, notamment avec les résultats obtenus sur les pilotes du LGCIE.

Tableau V-16 : résultats de modélisation du tassement secondaire (étape (4)) pour les essais CICLADE.

	C1.1 (B)	C2.1 (A)	C4.1 (C)	C1.2 (E)	C2.2 (F)
	OM broyée	OM broyée	Biodéchet	OM broyée	OM+mâchefers
$\varepsilon_B (t \rightarrow +\infty)$	1.9%	1.2%	0.9%	0.3%	1.4%
$\varepsilon_M (t = 15 \text{ ans})$	10.1%	10.1%	8.1%	7.2%	5.8%
$\varepsilon_B / \varepsilon_M (-)$	0.188	0.119	0.110	0.042	0.241
$\varepsilon_2^{fin} \text{ modèle } (-)$	8.5%	7.4%	5.0%	4.2%	4.5%
$\varepsilon_2^{fin} \text{ données } (-)$	8.7%	6.8%	5.0%	4.4%	5.0%
$\Delta \varepsilon_2^{fin} / \varepsilon_2^{fin} (-)$	0.023	0.081	0.009	0.045	0.101

⁵¹ Par tassement secondaire « final » on entend le dernier point de mesure du tassement. Le tassement continue toutefois encore ultérieurement, au moins par effet du fluage mécanique qui peut perdurer plusieurs années.

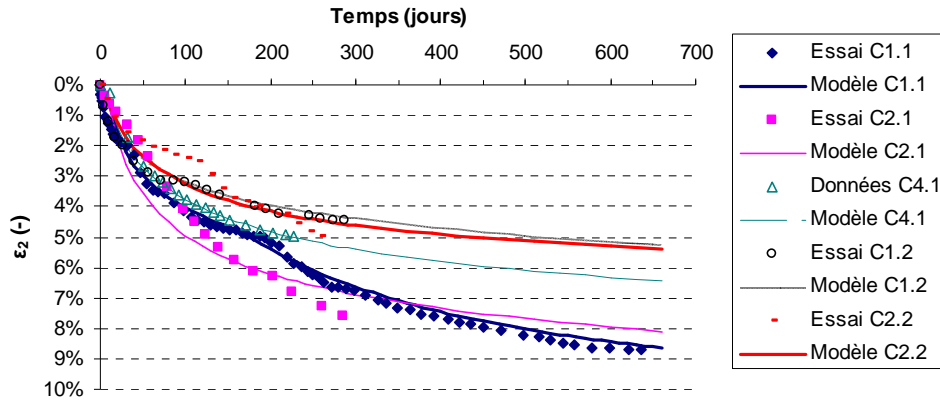


Figure V-22 : données et modèles pour le tassement des essais CICLADE.

- Application aux essais LGCIE (INSA de Lyon)

La Figure V-23 présente les données et la modélisation du tassement secondaire total des essais LGCIE (INSA de Lyon). Les caractéristiques du tassement secondaire et les performances du modèle sont données dans le Tableau V-17.

Le tassement secondaire total est compris entre 14% et 19% à 450 jours, il est donc plus de deux fois plus fort que dans les CICLADE si l'on prend les valeurs à la même date. Deux interprétations sont a priori possibles pour expliquer ce tassement plus fort :

- un effet *mécanique* : malgré le fait qu'aucune contrainte verticale n'a été appliquée, la différence importante de densités initiales entre essais comprimés ou non est flagrante, ce qui a influencé la compressibilité (Tableau V-7 comparé au Tableau V-8). Pourtant, les coefficients C_{acM} n'étaient pas significativement plus forts pour les essais avec du déchet broyé (R4 et R5). On constate donc certes un effet du broyage, mais la différence significative de tassement secondaire entre CICLADE et pilotes du LGCIE ne s'explique pas par une raison mécanique ;
- un effet *biochimique* : l'expression de la biodégradation et le tassement d'origine biochimique sont très supérieurs dans les pilotes du LGCIE. Le tassement d'origine biochimique ($\varepsilon_B / \varepsilon_M$) devient prépondérant pour les essais R4 et R5, et il est d'une ampleur équivalente au fluage mécanique pour les essais R1 et R2 à l'échéance de 15 ans (Tableau V-17). Il semblerait que c'est réellement cette expression très forte du potentiel méthanogène sur les essais du LGCIE qui explique le tassement secondaire important.

La prédiction du tassement final par le modèle est plutôt bonne, surtout sur les pilotes R2 et R4. Il est toutefois très difficile de dire pourquoi, sur R1, on observe une légère surestimation du tassement, et sur R5 une légère sous-estimation. La forte humidité, qui a occasionné une situation de « flushing » sur R5, pourrait être la cause d'un tassement plus important que prédit. A l'inverse, la nature relativement grossière du déchet pourrait expliquer que le modèle surestime le tassement sur R1 et R4.

Le modèle reste globalement très satisfaisant sur ces pilotes dans lesquels on a observé une très forte biodégradation, et un tassement secondaire par conséquent très marqué.

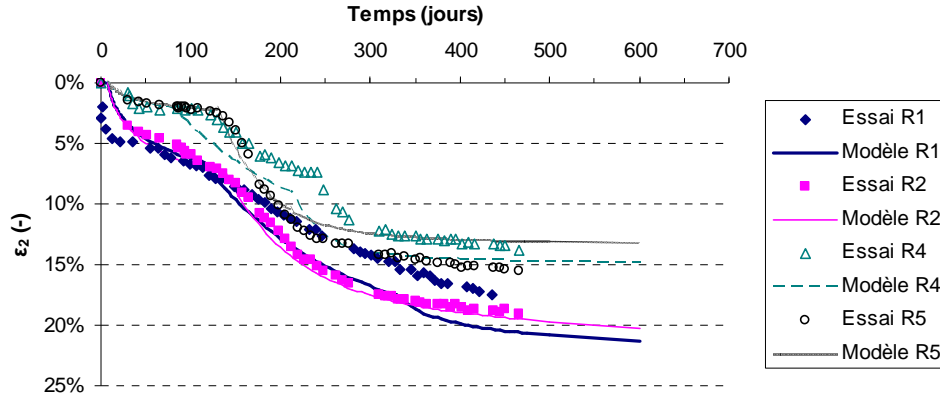


Figure V-23 : données et modèles pour le tassement des essais LGCIE (INSA de Lyon).

Tableau V-17 : résultats de modélisation du tassement secondaire (étape (4)) pour les essais LGCIE (INSA de Lyon).

	R1	R2	R4	R5
	OM broyage gros.	OM broyage gros.	OM broyage fin	OM broyage fin
$\varepsilon_B (t \rightarrow +\infty)$	12.8%	9.0%	15.6%	9.9%
$\varepsilon_M (t = 15 \text{ ans})$	15.6%	16.8%	5.7%	4.9%
$\varepsilon_B / \varepsilon_M (-)$	0.821	0.536	2.73	2.02
$\varepsilon_2^{fm} \text{ modèle } (-)$	20.3%	19.5%	14.7%	13.0%
$\varepsilon_2^{fm} \text{ données } (-)$	17.4%	19.1%	13.8%	15.5%
$\Delta \varepsilon_2^{fm} / \varepsilon_2^{fm} (-)$	0.167	0.021	0.065	0.161

• Application aux essais ELIA (Ademe-VERI)

La Figure V-24 présente les données et la modélisation du tassement secondaire total des essais ELIA (Ademe-VERI). Les caractéristiques du tassement secondaire et les performances du modèle sont données dans le Tableau V-18.

Il apparaît que les tassements sont nettement supérieurs non seulement aux tassements secondaires dans les CICLADÉ (tous les pilotes ELIA), mais aussi à ceux des pilotes du LGCIE (pilotes non prétraités, B et T). On peut y voir :

- un effet *mécanique* : ici, cet effet est très net. La nature assez grossière du déchet et la taille des pilotes (22 m³) favorisent un tassement mécanique important. Ceci s'était bien vu auparavant puisque les coefficients $C_{\alpha\epsilon M}$ sont forts pour les quatre pilotes (Tableau V-15) ;
- un effet *biochimique* : la biodégradation est marquée pour les pilotes B et T, non prétraités. 6% à 11% du tassement final sont induits par la biodégradation (Tableau V-18). Cet effet s'ajoute au tassement mécanique de fluage précité.

Le tassement induit par la biodégradation est en revanche plus limité sur les pilotes P1 et P2, où cette dernière a été moins marquée. Dans ces pilotes, le tassement supplémentaire en raison de la biodégradation n'est que de 6% à 8% du tassement secondaire total.

La prédiction du tassement final par le modèle est bonne pour les pilotes T, P1 et P2. En revanche, elle est très médiocre pour le pilote B. Ce pilote a été fortement humidifié par injection de lixiviats, et a subi un broyage relativement fin, deux opérations qui, en principe, devraient favoriser la biodégradation. Pourtant, la production de biogaz est restée limitée sur ce pilote (Figure V-21).

Tableau V-18 : résultats de modélisation du tassement secondaire (étape (4)) pour les essais ELIA (Ademe-VERI).

	B	T	P1	P2
	OM broyée	OM brute	OM PTMB 12 s.	OM PTMB 25 s.
$\varepsilon_B (t \rightarrow +\infty)$	6.2%	11.3%	1.9%	1.1%
$\varepsilon_M (t = 15 \text{ ans})$	26.6%	30.1%	22.6%	17.4%
$\varepsilon_B / \varepsilon_M (-)$	0.233	0.375	0.084	0.063
$\varepsilon_2^{\text{fin}}$ modèle (-)	28.5%	36.5%	20.7%	15.4%
$\varepsilon_2^{\text{fin}}$ données (-)	35.5%	35.5%	21.3%	16.0%
$\Delta \varepsilon_2^{\text{fin}} / \varepsilon_2^{\text{fin}} (-)$	0.197	0.028	0.028	0.038

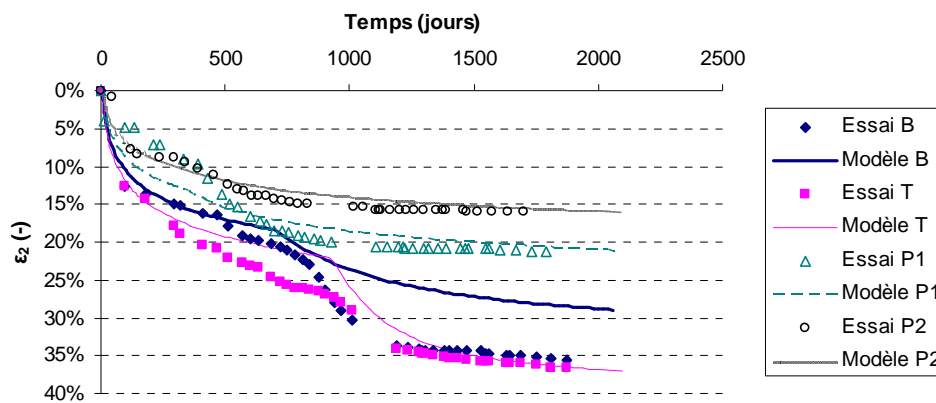


Figure V-24 : données et modèles pour le tassement des essais ELIA (Ademe-VERI).

Les résultats du modèle bio-mécanique de tassement semblent ne pas indiquer une relation directe entre production de biogaz (bien modélisée pour B) et tassement secondaire total (mal modélisé pour B). Ces pilotes n'ont pas été directement suivis durant ce travail, mais il est possible de dégager quelques hypothèses majeures :

- pour tenter d'expliquer la *sous-estimation du tassement* par le modèle : la biodégradation aurait pu être limitée en raison par exemple de la formation d'AGV, ce qui explique qu'elle n'ait pas été complète. Le tassement correspondant n'aurait donc effectivement pas été important, mais en raison de très fort taux d'injection de lixiviats, on aurait observé, comme pour le pilote R5 du LGCIE, une lubrification plus importante des grains et donc un fort tassement mécanique (plus important que prédit par le modèle) ;
- pour tenter d'expliquer la *sous-estimation du biogaz* par les mesures : il semblerait que, d'après les résultats des opérations d'excavation des pilotes, des fuites de biogaz aient été décelées principalement sur le pilote B. Ces fuites pourraient expliquer au moins en partie que la sous-estimation des flux de biogaz ait induit une sous-estimation du tassement.

Il n'est à ce stade pas évident de pencher pour l'une ou l'autre des hypothèses, en raison d'un manque de données de mesure pour les essayer. Toutefois, le modèle reste satisfaisant sur les trois autres pilotes qui ont été représentatifs de conditions très différentes. Ces résultats inspirent donc la confiance quant à la robustesse du modèle à s'adapter à des cas assez différents.

• Comparaison des paramètres obtenus pour les trois dispositifs étudiés

Le Tableau V-19 permet la comparaison des paramètres clé du modèle de tassements, et l'humidité à $t_{1/2}$, principale variable des conditions d'essais qui varie d'un essai à l'autre, est également indiquée. Les coefficients de compression primaire ont également été indiqués pour les pilotes CICLADE. La variation des coefficients C_{aeM} est assez importante si on la considère globalement, mais plus réduite au sein d'un même dispositif pilote. Les valeurs de c sont nettement plus fortes sur les pilotes du LGCIE, qui ont montré une forte expression du potentiel méthanogène.

Enfin, comme nous l'avons dit plus haut, c'est sur les pilotes ELIA que les cinétiques sont les plus faibles, un effet probable de la taille du dispositif. Lorsqu'une injection tardive de lixiviats a eu lieu, un redémarrage très rapide et très efficace de la biodégradation a eu lieu. Pour finir, il n'est possible de corréliser correctement aucun des paramètres de la biodégradation à la teneur en eau au cours de la biodégradation, qui ne sont donc dépendant d'un faisceau de facteurs, encore difficile à prédéterminer.

Tableau V-19 : récapitulatif de quelques paramètres clé du modèle bio-mécanique de tassements, et de l'humidité au cours de la biodégradation.

	Paramètres mécaniques		Paramètres de la biodégradation			Humidité
	C_R^* (-)	C_{aeM} (-)	t_{0B} (jours)	c (-)	k (1/ans)	$\theta(t_{1/2})(L/L)$
Pilotes CICLADE						
C1.1	0.329	0.035	165	4.1%	1.87	0.541
C2.1	0.319	0.035	5	2.7%	5.62	0.439
C4.1	0.353	0.028	0	1.9%	3.16	0.406
C1.2	0.329	0.025	-25	0.6%	6.32	0.518
C2.2	0.312	0.020	-10	2.7%	3.61	0.583
Pilotes LGCIE						
R1	-	0.054	115	28.7%	2.66 7.23	0.332
R2	-	0.058	140	24.0%	5.16	0.318
R4	-	0.020	80	29.3%	2.30 11.50	0.434
R5	-	0.017	130	26.7%	7.23	0.445
Pilotes ELIA						
B	-	0.092	700	12.0%	1.10	0.450
T	-	0.104	930	22.7%	1.87	0.298
P1	-	0.078	350	3.6%	1.95	0.404
P2	-	0.060	310	2.9%	1.53	0.467

- donnée non disponible

3.2.3. Discussion : comparaison des résultats sur les dispositifs étudiés et pertinence du modèle bio-mécanique de tassement secondaire

Tout comme pour la modélisation de la production de biogaz, les tassements d'origine biochimique modélisés sont logiquement très importants pour les trois dispositifs étudiés, surtout pour les pilotes LGCIE et les pilotes non prétraités ELIA.

On observe généralement une bonne adéquation entre temps de latence pour la production de biogaz et temps où on observe une augmentation de la cinétique de tassements. Ceci est surtout vrai sur les pilotes LGCIE, où l'augmentation de la production de biogaz est suivie quasi immédiatement par une augmentation significative des tassements. Pour ELIA et les CICLADE, cette remarque reste valable, même s'il y a parfois un léger décalage. Généralement, lorsqu'il y a décalage, c'est le tassement qui est en retard sur la production de biogaz, tendant à indiquer l'existence de phénomènes de « pontage » temporaire entre particules, qui retarderaient le tassement (Dixon et Jones, 2005). Mais, globalement, la relation entre tassement et biodégradation paraît démontrée sur ces cas types. La pertinence d'un modèle bio-mécanique à l'échelle d'expériences de taille semi industrielle paraît démontrée. D'autres données ont été analysées avec succès par ce modèle (Gourc et al., 2010).

L'une des réussites de ce modèle est d'avoir pu, dans la grande majorité des cas, bien décrire le tassement final observé. Par contre, la prédiction du tassement à chaque instant n'est pas forcément pertinente. Cela tend à dire que, si l'on caractérise assez bien le tassement en liaison avec la perte de masse due à la biodégradation, les processus qui y contribuent restent encore assez peu compris. En effet, les équations utilisées dans le modèle se sont volontairement voulues assez simples pour pouvoir favoriser une étude systématique sans devoir avoir recours à une caractérisation trop précise.

3.3. Conclusions : apports et perspectives de la modélisation bio-mécanique des tassements

3.3.1. Sensibilité des paramètres du modèle de tassement

Il est intéressant de discuter brièvement de la sensibilité des paramètres du modèle de tassement. Ces paramètres sont principalement :

- des données initiales de densité ;
- des données ajustées sur le biogaz ;
- des données ajustées sur le tassement mécanique.

La densité sèche initiale, ρ_d^0 , ne pose généralement pas de problème. Si son augmentation est certes directement proportionnelle à la valeur du tassement induit par la biodégradation (Equation V-28), elle est relativement bien connue et assez facile à calculer.

En revanche, l'ajustement des données sur le biogaz (BP_{eff} et donc c , et également k) est plus critique. Là aussi, une erreur sur c sera directement répercutée sur la valeur de ε_B . Cela pose un réel problème si les données de biogaz sont incomplètes, ou moyennées sur un grand volume (par exemple dans le cas d'un site), ou si un doute plane sur la validité des mesures (par exemple en raison de fuites importantes). Le modèle est donc très sensible à la valeur de BP_{eff} calée sur les observations de flux cumulés de biogaz. L'effet d'une erreur sur k est plus limité, puisque cela n'affectera que la cinétique du tassement et non sa valeur finale.

Enfin, ce modèle se base toujours sur un coefficient de compression secondaire (mécanique) qui reste difficile à prédire voire à caler dans l'état actuel. In situ, surtout pour des ISDND conventionnelles, la part mécanique du tassement restera prépondérante, ce qui veut dire que le modèle reste sensible à la valeur de C_{aeM} (Equation V-20). Le tassement mécanique secondaire est directement proportionnel à C_{aeM} . Par rapport à un modèle mécanique simple (Equation V-5), la sensibilité par rapport à ce coefficient est diminuée, ce qui constitue une avancée (puisque ce n'est plus le tassement total qui est proportionnel au coefficient, mais seulement la partie mécanique du tassement). Nous avons vu que le calage de C_{aeM} pouvait parfois être difficile, et, surtout, la valeur de ce coefficient ne paraît pas prédictible *a priori*. La prédiction de ce paramètre reste donc une difficulté majeure.

On peut finalement dire que le modèle est principalement sensible à C_{aeM} ainsi qu'au paramètre c sur lesquels les utilisateurs devront porter une attention toute particulière. La prédiction de la part mécanique des tassements reste finalement assez difficile, car elle semble dépendante de plusieurs paramètres d'essais (broyage, prétraitement, taille de l'échantillon considéré...).

3.3.2. Conclusions sur le lien tassement – biodégradation et les apports du modèle

Comme nous l'avons constaté plus haut, à l'échelle des pilotes étudiés, le modèle bio-mécanique de tassements confirme le lien entre tassement et biodégradation. Malgré des conditions assez variées, le modèle donne globalement de bons résultats, quelles que soient les conditions (variabilité des modalités d'opération, des prétraitements, de l'échelle, de la compression...). Le modèle met ainsi en évidence que l'hypothèse d'un découplage de la part mécanique et de la part biochimique des tassements a un sens, puisqu'une part non négligeable des tassements peut s'interpréter par une perte de masse en raison de la biodégradation.

A l'inverse, les tassements peuvent ainsi constituer un indicateur de plus pour appréhender la biodégradation et les leviers complexes qui lui sont liés. Dès lors, même s'il n'y a pas bijectivité entre ces deux phénomènes, les tassements peuvent servir d'indicateur à la biodégradation. Ceci est très intéressant, car les déchets étant des matériaux très hétérogènes, les ISDND restent encore, du point de vue de la plupart des réactions et interactions qui s'y réalisent, des « boîtes noires » à fonctionnement complexe. Les indicateurs internes de la biodégradation, comme l'enregistrement de mesures de capteurs enfouis ou des prélèvements ponctuels sous forme de forage par exemple sont assez précis,

mais ces opérations, « destructives », sont très coûteuses. Elles ne donnent de plus qu'une information ponctuelle dans le temps et dans l'espace. A contrario, les indicateurs externes comme la mesure indirecte et non destructive du tassement, permet d'accéder à une information quasiment en temps réel et sans opération lourde in situ (Staub, 2010).

3.3.3. Perspectives – vers un modèle à l'échelle du site ?

L'intégration du comportement en tassement local à toute la hauteur d'un site (colonne) est la démarche appliquée dans le modèle ISPM. A l'échelle du site, l'estimation des tassements à long terme est importante puisqu'elle conditionne notamment la performance de la couverture isolant le massif de déchets de l'atmosphère, ainsi que la quantité maximale stockable de déchets. De plus, le suivi des tassements peut aussi se faire dans le but de surveiller la stabilité biochimique d'un massif de déchets. Alors que le tassement secondaire de fluage purement mécanique peut continuer sur de nombreuses années (mais à un faible rythme), le tassement biochimique peut s'arrêter après quelques années si le potentiel de dégradation est atteint (notamment pour des installations optimisées, de type bioréacteur). Dans ce cas, le suivi et l'interprétation des tassements permettront d'améliorer la compréhension de la biodégradation du massif de déchets et, potentiellement, de déclarer une zone stabilisée du point de vue biochimique et/ou mécanique (Staub, 2010). Il y a donc un réel enjeu à disposer d'un modèle opérationnel de prédiction des tassements, comme le modèle ISPM (Olivier, 2003), qui devrait évoluer pour prendre en compte le comportement bio-hydro-mécanique du déchet.

Toutefois, l'application d'un tel modèle à l'échelle du site, en vue d'une évolution du modèle ISPM par exemple, devra tenir compte des difficultés et défis suivants :

- la prédiction des tassements sur site paraît bien plus complexe en raison de la disponibilité limitée des données liées à la biodégradation pour chaque couche de déchets localement. Il paraît en effet irréalisable d'avoir une caractérisation précise de chaque tonne entrante de déchets. Il sera donc nécessaire de faire un grand nombre d'hypothèses voire d'approximations, ce qui pourrait enlever de l'intérêt au modèle. Il ne faudrait pas, en effet, que cela revienne à caler des paramètres sans se préoccuper de leur sens physique ;
- une difficulté supplémentaire provient essentiellement de l'échelle à laquelle l'on « observera » la biodégradation. En effet, les données de biogaz ne seront disponibles – au mieux – qu'à l'échelle d'une alvéole, qui reste très hétérogène et a pu être remplie en plusieurs mois voire des années. Dès lors, la relation forte entre tassement et biodégradation sur site pourrait s'avérer bien plus difficile à diagnostiquer, en raison de tassements et de productions de biogaz différés et dont l'origine est difficile à déterminer ;
- enfin, la conception d'un tel modèle, idéalement en trois dimensions pour pouvoir notamment prédire des tassements différentiels, peut s'avérer plus complexe, et nécessiter des temps de calcul importants.

Malgré ces difficultés, les bons résultats à l'échelle de l'ordre du mètre cube et jusqu'à l'échelle de 20 m³ encouragent la mise en œuvre du modèle à l'échelle du site. L'étude des tassements à des fins de surveillance de la stabilité d'un site peut s'avérer très prometteuse dans la mesure où les tassements permettent de se prononcer non seulement sur la stabilité mécanique d'un site, mais aussi sur la part de biodégradation atteinte. Une application potentielle de ce modèle est l'utilisation de cartographies de tassements qu'il conviendrait d'analyser par un modèle bio-mécanique afin d'isoler la part biochimique du tassement. L'hétérogénéité des tassements pourra être interprétée partiellement comme liée à l'hétérogénéité propre au déchet, mais aussi comme corrélée à une cinétique de dégradation spatialement différentiable (en particulier par rapport à la distance des puits ou tranchées d'injection).

Ainsi, outre le fait de permettre une meilleure gestion des sites (satisfaction des critères de hauteur maximale en fin d'exploitation, imposés par Arrêté Préfectoral), cette approche permet d'appréhender le concept d'éco-compatibilité – d'un point de vue de la stabilité bio-mécanique du massif de déchets – condition qui doit être garantie lors du départ de l'exploitant à la clôture définitive du site.

Conclusions et perspectives

Résumé :

Ce court chapitre résume les conclusions majeures ainsi que les perspectives offertes par cette étude.

L'importance d'une étude couplée et multi-échelles des déchets non dangereux est notamment soulignée, et un résumé des principaux apports en terme de suivi expérimental et de modélisation est présenté. Les perspectives d'un point de vue méthodologique, expérimental et industriel sont enfin discutées.

Abstract:

This short chapter summarizes the major conclusions and the perspectives offered by this study.

The importance of coupled, multi-scale approaches for non-hazardous waste is underlined. A summary of the main experimental and modelling findings is presented. The perspectives from the methodological, the experimental and the industrial viewpoints are discussed.

1. Conclusions majeures de ce travail

- *Importance d'une étude couplée*

La présente étude s'intègre à un programme de recherche entrepris depuis plus de 10 ans au Lirigm puis au LTHE, sur une approche d'abord essentiellement géomécanique, puis bio-hydro-mécanique du déchet non dangereux. Ce programme a été enrichi par l'association avec d'autres laboratoires publics et privés, issus d'autres disciplines. La participation à deux programmes ANR PRECODO (Bioréacteur et BiopTime) a facilité ces synergies. Des études croisées avec d'autres laboratoires au niveau européen (Allemagne, Royaume-Uni) sont aussi prometteuses. Cette étude a montré l'importance d'étudier les paramètres biochimiques, hydrologiques et mécaniques simultanément, et de manière couplée. La masse volumique, par exemple, n'explique pas tout des caractéristiques hydrologiques des déchets (§ II et § III). Le tassement est bien plus qu'un simple indicateur mécanique (§ V). L'efficacité de la biodégradation pourrait être liée au caractère comprimé ou non des déchets (§ IV et § V). Cette étude ne s'est pas attaquée à tous ces couplages - qui nécessiteraient à terme d'être intégrés dans un modèle comportemental - mais elle permet toutefois de souligner l'existence de ces couplages, et amorce une évolution dans le sens d'une intégration croissante des processus étudiés.

- *Importance d'une étude multi-échelles*

Plusieurs échelles ont été abordées dans ce travail : l'échelle du laboratoire (§ II et § III), du pilote semi-industriel (§ III, § IV et § V) ainsi que, plus succinctement, celle du site (§ III et § V). Loin d'être redondantes, l'étude à ces différentes échelles paraît primordiale, en raison de deux phénomènes contradictoires : la nécessité de considérer une grande échelle par souci de représentativité des phénomènes, et la nécessité d'un contrôle des paramètres d'essai, dont la précision varie de manière inversement proportionnelle à la taille du dispositif. Le problème de la taille de l'échantillon représentatif reste toujours d'actualité, même si l'échelle des pilotes CICLADÉ paraît pertinente, associée à des études en batch ou dans des cellules dédiées, et à des études de référence sur site. Ainsi, il convient de maintenir une approche multi-échelles tout en conservant pour objectif la finalité sociétale et industrielle des recherches.

- *Apports principaux sur la métrologie*

Des méthodes originales de métrologie ont été étudiées puis appliquées aux déchets (§ III). Ces dernières se sont montrées très prometteuses à l'échelle du laboratoire, mais butent sur des volumes de mesure parfois faibles et sur des difficultés d'interprétation à l'échelle du site. Les études gravimétriques directes de la teneur en eau et de la densité semblent bien maîtrisées (§ III), ainsi que la mesure indirecte à l'échelle du laboratoire par les méthodes TDR et neutrons (§ III et § IV). L'application de toute métrologie à un milieu complexe comme le déchet requiert toutefois systématiquement une calibration précise et l'étude des effets du matériau et des fluides sur la mesure.

- *Apports sur la caractérisation hydrique des déchets*

Les propriétés hydrologiques du milieu déchet ont été étudiées brièvement dans ce travail, et il semble nécessaire de poursuivre leur étude approfondie en fonction de l'évolution structurale du déchet au cours de la biodégradation (§ II). Par ailleurs, les propriétés non saturées du milieu déchet, qui contrôlent en grande partie les écoulements de lixiviats et de biogaz, manquent souvent cruellement pour le milieu déchet. Des transferts d'humidité à grande échelle ont pu également être documentés (§ III et § IV), qui sont prometteurs pour une modélisation de ces phénomènes complexes.

- Apports sur la compréhension de la biodégradation

L'étude de la biodégradation (§ IV et § V) a permis d'en identifier différents leviers et indicateurs. Ainsi, la température, le pH et la teneur en eau, déjà consacrés comme leviers principaux dans la littérature, ont bien été identifiés comme des facteurs, mais aussi des indicateurs majeurs. Toutefois, l'ajout massif de lixiviats n'a pas toujours permis de débloquer des pilotes, et son ajout en milieu fortement comprimé peut s'avérer difficile. Les essais en pilotes montrent un intérêt de l'humidification initiale des déchets couche par couche, qui permet d'atteindre et de conserver des niveaux élevés d'humidité. Ces résultats paraissent donc prometteurs quant à la performance de l'humidification, même si sa mise en œuvre in situ semble difficile. L'influence du prétraitement aérobique a semblé ici déterminante pour une expression plus rapide et plus complète de la biodégradation, et il s'agit là d'une piste d'évolution sérieuse pour la filière stockage. L'ajout de mâchefers a aussi démontré, dans une moindre mesure, qu'il pouvait être prometteur. Ces deux procédés ont notamment permis une plus importante production de méthane que sur des déchets bruts, et une diminution de la charge polluante dans les lixiviats (§ IV). La modélisation de la biodégradation (§ V) a de plus apporté des éléments supplémentaires pour appréhender les caractéristiques affectant la biodégradation, en fonction des conditions d'essais. Ainsi, la compression semble avoir une influence sur l'expression de la biodégradation, si l'on compare les résultats à ceux de la littérature. L'ajout de mâchefers pourrait permettre, par une augmentation de la porosité, d'améliorer les transferts et l'activité microbiologique. Cette étude peut donc apporter des éléments en vue de la sélection de modalités de prétraitement ou d'opération, restant à confirmer en vue d'une application à une plus large échelle.

- Apports sur la conduite d'essais à large échelle

Outre la quantité importante de données et résultats scientifiques qui sont sous-tendus par ce travail, il convient de noter qu'une grande partie du travail à consister en la mise au point et l'amélioration systématique, lorsque possible, des conditions d'essais et des méthodes appliquées. Le nombre important de paramètres suivis, bien qu'encore non exhaustif, constitue certainement une bonne base pour un suivi complet d'essais à long terme sur déchets. La conduite d'expériences comprimées et confinées à large échelle avec un suivi complet a permis de situer cette plateforme d'essais au carrefour de différentes approches (hydrologique, biochimique, mécanique). Les expériences CICLADE ont permis de mettre en œuvre une démarche d'étude d'un bilan massique complet à une échelle représentative. La démarche d'un bilan critique en temps réel est aussi essentielle pour tout suivi, même si elle doit être améliorée d'un point de vue des analyses (benchmarking) et du suivi biochimiques.

- Apports sur la modélisation des tassements

L'étude du comportement mécanique des déchets a permis de valider les approches phénoménologiques adaptées de la mécanique des sols organiques. Ainsi, la séparation entre tassement primaire et secondaire paraît pertinente, mais peut dépendre de l'échelle d'étude. La compression primaire peut très bien être modélisée par une approche dérivée de la mécanique des sols, et elle semble assez peu sensible à la composition des déchets. La compression secondaire des déchets semble toutefois plus difficilement modélisable d'un point de vue purement mécanique (modèle mécanique global). L'utilisation d'un modèle global masque la nature des processus mécaniques et biochimiques qui sont à l'œuvre. De plus, les deux phénomènes ne sont pas forcément synchrones, avec un étalement sur plusieurs décennies du fluage mécanique, et une biodégradation pouvant être nettement plus rapide dans le cas d'installations optimisées. Pour pallier ces limites, un modèle bio-mécanique de tassements est proposé et validé sur un nombre important de dispositifs à différentes échelles. La validation de cette approche bio-mécanique permet de mieux comprendre l'évolution mécanique des déchets, mais aussi, en approche inverse, de disposer d'un indicateur externe facilement mesurable pour caractériser la stabilité bio-mécanique d'un massif de déchets. Son adaptation à l'échelle du site semble être la prochaine étape indispensable pour disposer d'un réel outil de prédiction et de caractérisation de l'état d'éco-compatibilité d'un site.

2. Perspectives

- Applications directes de ces résultats

Le suivi de la biodégradation et, dans une moindre mesure, du comportement bio-mécanique des déchets est encore en cours, et le suivi final à l'excavation des pilotes CICLADE permettra sans doute d'éclaircir certaines des questions sous-tendues par ces résultats encore partiels. Les résultats concernant les transferts hydriques pourront être utiles pour alimenter la réflexion sur un modèle hydrologique. Par ailleurs, la modélisation bio-mécanique des tassements à l'échelle de l'échantillon ouvre la possibilité – et la nécessité – d'adapter ce modèle à l'échelle de la colonne de déchets pour une application sur site. D'une manière générale, le « savoir-faire » développé au cours de cette étude sur des essais complexes pourra servir à la fois d'un point de vue de la recherche académique que d'un point de vue industriel à réfléchir aux meilleures options pour concevoir, équiper, suivre et modéliser des expériences à l'échelle du démonstrateur ou du site.

- Ouvertures de ces travaux quant aux procédés innovants – bioréacteur et prétraitement

La gestion des déchets est en pleine mutation, et la question du choix optimal de ce mode de gestion ne peut faire l'impasse sur le devenir du stockage, qui restera toujours un maillon essentiel de toute filière de traitement. Deux pistes d'évolution majeures ont été approchées dans cette étude : le stockage en mode bioréacteur et le prétraitement des déchets. Comme on a pu le voir, ces deux modes de traitement permettent d'optimiser la biodégradation. Ils nécessitent souvent une même expertise, et les différences entre ces concepts sont plus floues qu'on ne veut souvent le reconnaître. Il faut donc sortir du « carcan » de l'opposition systématique entre ces deux visions, qui peuvent être complémentaires, surtout dans un contexte législatif encore incertain. Enfin, si ce travail a été une « fenêtre d'étude » sur le milieu déchet, il ne faut pas oublier le rôle primordial des couvertures d'ISDND sur l'impact des installations durant l'exploitation et la post-exploitation des sites.

- Et la suite ? Quelques recommandations

Outre les applications directes de ces résultats, listées ci-dessus, un certain nombre de recommandations peut être fait à l'issue de cette étude :

- d'un point de vue *méthodologique*, il conviendrait d'approfondir et systématiser un suivi biochimique, ce qui doit se faire en concertation avec des partenaires dans ce domaine. Ceci pourrait déboucher sur la définition des paramètres les plus pertinents à suivre, notamment dans le suivi post-exploitation. La nécessité d'une harmonisation des procédures de mesure et d'échantillonnage est clairement apparue concernant les propriétés biochimiques des déchets ;
- d'un point de vue *expérimental* et de la *modélisation* hydrologique, il paraîtrait important de réaliser une étude de traçage pour mieux caractériser le cheminement des liquides dans le milieu déchet, notamment lorsque celui-ci est fortement comprimé, ce afin de valider la modélisation de ces transferts complexes. Sur un autre plan, un suivi des populations de micro-organismes, initié au LTHE, pourrait apporter un complément d'information très utile pour mieux comprendre la biodégradation ;
- d'un point de vue *industriel*, il paraîtrait possible, fort de ces résultats, de réfléchir à la mise en place d'un démonstrateur sur site pour évaluer les possibilités de mise en œuvre de l'humidification préalable et/ou du prétraitement des déchets à une échelle plus importante. Cette étude devrait se baser sur un monitoring de l'humidité, du tassement, du biogaz et des lixiviats recueillis. Elle pourrait déboucher sur des résultats très prometteurs en vue de la préparation de la charge avant, par exemple, un enfouissement d'un déchet plus stabilisé. La confirmation du lien entre comportement mécanique (tassement) et biochimique (production de biogaz) à l'échelle du site pourrait s'avérer également très prometteuse dans le contexte du suivi des installations.

Références bibliographiques

1. Publications de l'auteur⁵²

1. Gourc, J.-P., **Staub, M.**, 2009. Bilan environnemental des installations de stockage – réduction des émissions de gaz à effet de serre et valorisation du biogaz : une actualisation nécessaire de la conception des couvertures. *Ingénieries-EAT*, Numéro spécial, Les géosynthétiques, 71-82.
2. Gourc, J.-P., **Staub, M. J.**, Conte M., 2010. Decoupling MSW settlements into mechanical and biochemical processes – modelling and validation on large-scale setups. *Waste Management* 30, 1556-1568.
3. **Staub, M.**, 2010. Les tassements des installations de stockage : un indicateur de la stabilité biologique des déchets ? Actes du colloque 2AD-Ademe, Des thèses et des actes, Paris, France.
4. **Staub, M.**, Gourc, J.-P., 2008. Possibilités de réduction des émissions de gaz à effet de serre issues du stockage de déchets. *Déchets, Sciences et Techniques* 52, 8-16.
5. **Staub, M.**, Gourc, J.-P., Simonin, R., 2009. Intérêt environnemental des recherches sur les couvertures d'installations de stockage de déchets. *Annales du Bâtiment et des Travaux Publics* 5/2009, 37-44.
6. **Staub, M. J.**, Laurent, J.-P., Gourc, J.-P., Morra, C., 2010a. Applicability of time-domain reflectometry water content measurements in municipal solid waste. *Vadose Zone Journal* 9, 160-171.
7. **Staub, M. J.**, Gourc, J.-P., Laurent, J.-P., Kintzuger, C., Oxarango, L., Benbelkacem, H., Bayard, R., Morra, C., 2010b. Long-term moisture measurements in large-scale bioreactor cells using TDR and Neutron probes. *Journal of Hazardous Materials* 180, 165-172.
8. Stoltz, G., Tinet, A.-J., **Staub, M. J.**, Oxarango, L., Gourc J.-P., 2010. Retention properties of MSW in relation to compression. Soumis (10/2010) à *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*.
9. Tinet, A.-J., Oxarango, L., Bayard, R., Benbelkacem, H., Stoltz, G., **Staub, M. J.**, Gourc, J.-P., 2010. Experimental and theoretical assessment of the double porosity behaviour and preferential flow in a waste body during leachate infiltration. Soumis (07/2010) à *Waste Management*.

⁵² Références citées dans ce manuscrit. Il ne s'agit pas de la liste exhaustive des publications de l'auteur.

2. Autres références

10. Ademe, 1993. MODECOM™, Méthode de caractérisation des ordures ménagères. Guide de l'Ademe. Connaître pour agir. Ademe Editions, Angers, France.
11. Ademe, 1999. Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés. Techniques et recommandations. Connaître pour agir. Ademe Editions, Angers, France.
12. Ademe, 2005. Evaluation de la production nationale des déchets non dangereux et dangereux des entreprises en 2004. Ademe Editions, Angers, France.
13. Ademe, 2006. Bilan du traitement des ordures ménagères en France, Année 2006, <http://www.sinoe.org/exploitegeneassistee/export/TBIITOMNational.php>, consulté le 29/01/09.
14. Ademe, 2009a. Les déchets en chiffres. Chiffres clés. Ademe Editions, Angers, France.
15. Ademe, 2009b. Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères. Synthèse. Ademe Editions, Angers, France.
16. Aguilar-Juarez, O., 2000. Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Thèse de Doctorat, INSA, 233 p.
17. AIEA, 2003. Les sondes à neutrons et à rayons gamma : leurs applications en agronomie. Collection cours de formation, Editions AIEA, Vienne, Autriche.
18. Aran, C., 2001. Modélisation des transferts de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers – Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de Doctorat, INP Toulouse, 262 p.
19. Arigala, S. G., Tsotsis, T. T., Webster, I. A., Yortsos, Y. C., Kattapuram, J., 1995. Gas generation, transport and extraction in landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 121, 33-44.
20. Artières, O., Galiana, M., Royet, P., Beck, Y.-L., Courivaud, J.-R., Fry, J.-J., Faure, Y. H., Guidoux, C., 2010. Fiber optics monitoring solution for canal dykes. PIANC MMX Congress, Liverpool, UK.
21. Assaghir, A., 2009. Caractérisation de lixiviats issus de centres de stockage de déchets et du LTHE. Mémoire de Master Recherche, UJF-LTHE, 40 p.
22. Augenstein, D., Pacey, J., 1991. Modeling landfill methane generation. *Proc. Sardinia 91*, 3rd International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
23. Balet, J.-M., 2008. Gestion des déchets. Aide-mémoire. Editions Dunod, Paris, France.
24. Barbier, R., 2001. Du ramassage des ordures à la maîtrise des déchets. *Gérer et comprendre* 64, 31-39.

25. Barbier, R., 2002. La fabrique de l'usager. Le cas de la collecte sélective des déchets. Flux 48/49, 35-46.
26. Bareither, C. A., Breitmeyer, R. J., Erses, A. S., Benson, C. H., Edil, T. B., Barlaz, M. A., 2008. Relative contributions of moisture and biological activity on compression of municipal solid waste in bioreactor landfills. Proc. Global Waste Symposium 2008, Copper Mountain (CO), USA.
27. Barral, C., 2008. Etude des transferts d'eau et de gaz dans les géomatériaux argileux utilisés dans les couvertures des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) Thèse de Doctorat, INSA-LGCIE-LTHE, 282 p.
28. Beaven, R., Powrie, W., 1995. Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large compression cell. Proc. Sardinia 95, 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
29. Beaven, R. P., 2008. Review of responses to a landfill modelling challenge. Waste and Resource Management 161, 155-166.
30. Bellenfant, G., 2000. Modélisation de la production de lixiviat en centre de stockage de déchets ménagers. Thèse de Doctorat, INPL-ENSG-ENGEEES, 153 p.
31. Benbelkacem, H., Bayard, R., Abdelhay, A., Zhang, Y., Gourdon, R., 2010. Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor. Bioresource Technology 101, 5206-5212.
32. Bendz, D., Singh, V. P., Berndtsson, R., 1997. The flow regime in landfills – Implication for modelling. Proc. Sardinia 97, 6th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.
33. Benson, C. H., Barlaz, M. A., Lane, D. T., Rowe J. M., 2007. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. Waste Management 27, 13-29.
34. Benson, C. H., Wang, X., 1998. Soil water characteristics curves for solid waste. Environmental Geotechnics. Report 98-12, University of Wisconsin, Madison (WI), USA.
35. Berthe, C., 2006. Etude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de Doctorat, Université de Limoges - LSEE, 196 p.
36. Bertolini, G., 2005. Economie des déchets. Des préoccupations croissantes, de nouvelles règles, de nouveaux marchés. Editions Technip, Paris, France.
37. Bilgili, M. S., Demir, A., Özkaya, B., 2007. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. Journal of Hazardous Materials 143, 177–183.

38. Biron, P., 1994. Le cycle de l'eau en forêt de moyenne montagne flux de sève et bilans hydriques stationnels (bassin versant du Strengbach à Aubure - Hautes Vosges). Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur, 268 p.
39. Bishop, A. W., 1959. The principle of effective stress. *Teknisk Ukeblad* 106 (39), 859-863.
40. Bjarngard, A., Edgers, L., 1990. Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 13th Annual Madison Waste Conference*, Madison (WI), USA.
41. Bleiker, D., Farquhar, G., McBean, E., 1995. Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity. *Waste Management and Research* 13, 533-554.
42. Bouyé, J.-M., Chanut, M., Heckmann, C., Moreau, S., 2005. An experimental dielectric system using flexible integrating probe for waste water content measurement. *Proc. Sardinia 2005, 10th International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Italy.
43. BRGM, 1997. Mise en œuvre de matériaux rapportés destinés au confinement des centres de stockage. Guide technique. Documents BRGM n°271, 241, BRGM Editions, Orléans, France.
44. Buisman, A. S. K., 1936. Results of long duration settlement tests. *Proc. 1st International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Harvard University, Cambridge (MA), USA.
45. Camobreco, V., Ham, R., Barlaz, M., Repa, E., Felker, M., Rousseau, C., Rathle, J., 1999. Life-cycle inventory of a modern municipal solid waste landfill. *Waste Management and Research* 17, 394-408.
46. Camp, S., 2008. Comportement sous flexion d'une argile : application à la couverture d'une ISD TFA. Thèse de doctorat, UJF-LTHE, 350 p.
47. Capelo, J., de Castro, M. A. H., 2007. Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste – A new experimental approach. *Waste Management* 27, 811-819.
48. Chen, T.-H., Chynoweth, D. P., 1995. Hydraulic conductivity of compacted municipal solid waste. *Bioresource Technology* 51, 205-212.
49. Chenu, D., 2007. Modélisation des transferts réactifs de masse et de chaleur dans les installations de stockage de déchets ménagers : application aux installations de type bioréacteur. Thèse de Doctorat, INPT-IMFT, 293 p.
50. Clément, R., Descloîtres, M., Günther, T., Morra, C., Laurent, J.-P., Gourc, J.-P., 2010. Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring. *Waste Management* 30, 452-464.
51. Coduto, D.P., Huitric, R., 1990. Monitoring landfill movements using precise instruments. Settlement of municipal refuse. *Geotechnics of waste fill – Theory and practice*. ASTM STP 1070, Philadelphia (PA), USA, 225-239.

52. Cossu, R., Andreoletta, G., Muntoni, A., 1996. Modelling landfill gas production. Landfilling of Waste: Biogas, E&FN Spon, London, United Kingdom.
 53. Cossu, R., Piovesan, E., 2007. Modern role of landfill as geological sink for carbon and other elements. Proc. Sardinia 2007, 11th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.
 54. Coumoulos, D. G., Koryalos, T. P., 1997. Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time. Proc. 14th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Hamburg, Germany.
 55. Cresson, R., 2008. Mesure du potentiel méthane. Caractérisation des échantillons. Descriptif des analyses. Rapport de l'ITE, INRA de Narbonne, France.
 56. van Dam, R. L., Borchers, B., Hendrickx, J. M. H., 2005. Methods for prediction of soil dielectric properties: a review. In: Detection and Remediation Technologies for Mines and Minelike Targets X, v.5794, Proceedings of the SPIE, Orlando (FL), USA, 188-197.
 57. Damien, A., 2009. Guide du traitement des déchets. Editions Dunod, Paris, France.
 58. Dane, J. H., Topp, G. C., 2002. Methods of soil analysis. Part 4. Physical Methods, Soil Science Society of America, Madison (WI), USA.
 59. Dickey, G. L., 1990. Relationship of soil type and chemicals to the calibration of neutron meters. Proc. 1990 National Conference on Irrigation and Drainage, Durango (CO), USA.
 60. Dixon, N., Jones, D. R. V., 2005. Engineering properties of municipal solid waste. Geotextiles and Geomembranes 23, 205-233.
 61. Dixon, N., Langer, U., 2006. Development of a MSW classification system for the evaluation of mechanical properties. Waste Management 26, 220-232.
 62. Durmusoglu, E., Corapcioglu, M. Y., Tuncay, K., 2005. Landfill settlement with decomposition and gas generation. Journal of Environmental Engineering 131, 1311-1321.
 63. Durmusoglu, E., Sanchez, I. M., Corapcioglu, M. Y., 2006. Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples. Environmental Geology 50, 773-786.
 64. Edil, T. B., Ranguette, V. J., Wüllner, W. W., 1990. Settlement of municipal refuse. Geotechnics of waste fill – Theory and practice. ASTM STP 1070, Philadelphia (PA), USA, 225-239.
 65. EEA, 2000a. Waste: Annual topic update 1999. EEA Topic Report 2/2000, Copenhagen, Denmark.
 66. EEA, 2000b. Household and municipal waste: comparability of data in EEA member countries. EEA Topic Report 3/2000, Copenhagen, Denmark.
 67. EEA, 2009. Diverting waste from landfill. Effectiveness of waste-management policies in the European Union. EEA Report 7/2009, Copenhagen, Denmark.
-

68. Elagroudy, S. A., Abdel-Razik, M. H., Warith, M. A., Ghobrial, F. H., 2008. Waste settlement in bioreactor landfill models. *Waste Management* 28, 2366-2374.
69. El-Fadel, M., Findikakis, A. N., Leckie, J. O., 1997. Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management* 50, 1-25.
70. El-Fadel, M., Sadek, S., Khoury, R., 1999. Simulation of solid waste settlements in laboratory columns. *Proc. Sardinia 1999, 7th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.*
71. El-Fadel, M., Khoury, R., 2000. Modeling settlement in MSW landfills: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 30 (3), 327-361.
72. EPA, 1993. Use of airborne, surface, and borehole geophysical techniques at contaminated Sites. EPA Reference Guide, Cincinnati (OH), USA.
73. EPA, 2005. First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills. EPA Report, Cincinnati (OH), USA.
74. EPA, 2008. Municipal solid waste generation, recycling, and disposal in the United States: Facts and figures for 2008. EPA yearly fact sheet, Cincinnati (OH), USA.
75. Faour, A. A., Reinhart, D. R., You H., 2007. First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills. *Waste Management* 27, 946-953.
76. Fellner-Feldegg, H., 1969. The measurement of dielectrics in the time domain. *Journal of Physical Chemistry* 73, 616-623.
77. FNADE-Ademe, 2007. Etat des connaissances techniques et recommandations de mise en œuvre pour une gestion des installations de stockage de déchets non dangereux en mode bioréacteur. Guide méthodologique FNADE-Ademe, Paris, France.
78. François, V., Feuillade, G., Skhiri, N., Lagier, T., Matejka, G., 2006. Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials B137*, 1008-1015.
79. François, V., Feuillade, G., Matejka, G., Lagier, T., Skhiri, N., 2007. Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns. *Waste Management* 27, 1259-1272.
80. Gachet, C., 2005. Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au centre de stockage de déchets ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats. Thèse de Doctorat, INSA-LGCIE, 271 p.
81. Gaidi, L., 2002. Transfert par infiltration de l'eau et du soluté dans les sols non saturés - Utilisation de la méthode TDR (Time Domaine Reflectometry). Thèse de Doctorat, INSA-LGCIE, 262 p.

82. Gandolla, M., Dugnani, L., Bressi, G., Acaia, C., 1992. The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites. Proc. 6th International Solid Waste Congress and Exhibition, Madrid, Spain.
83. Gawande, N. A., Reinhart, D. R., Thomas, P. A., McCreanor, P. T., Townsend, T. G., 2003. Municipal solid waste in situ moisture content measurement using an electrical resistance sensor. Waste Management 23, 667-674.
84. Gawande, N. A., Reinhart, D. R., Cortazar, A. L. G., 2005. Landfill MSW hydraulic conductivity estimation using in situ moisture sensors. Proc. Sardinia 2005, 10th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.
85. Gemmell, W., McGregor, B., Moss, G. F., 1966. Estimation of moisture content by Neutron scattering: Theory, calculation and experiment. International Journal of Applied Radiation and Isotopes 17, 615-620.
86. van Genuchten, M. T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society American Journal 44, 892-898.
87. Gibson, R. E., Lo, K. Y., 1961. A theory of consolidation for soils exhibiting secondary compression. Acta Polytechnica Scandinavica, C:10 – 296, 1-15.
88. de Gioannis, G., Muntoni, A., Cappai, G., Milia, S., 2009. Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. Waste Management 29, 1026-1034.
89. Gong, Y., Cao, Q., Sun, Z., 2003. The effects of soil bulk density, clay content and temperature on soil water content measurement using time-domain reflectometry. Hydrological Processes 17, 3601-3614.
90. Gotteland, P., Gourc, J.-P., Aboura, A., Thomas, S., 2000. On site determination of geomechanical characteristics of waste. Proc. Conference GeoEng 2000, Melbourne, Australia.
91. Gourc, J.-P., Olivier, F., Thomas, S., Châtelet, L., Denécheau, P., Munoz, M.-L., 2001. Monitoring of waste settlements on five landfills: comparison of the efficiency of different devices. Proc. Sardinia 2001, 8th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
92. Gourdon, R., 2001. Traitement biologique des déchets. Techniques de l'ingénieur G2060, 1-16.
93. Grellier, S., Robain, H., Bellier, G., Skhiri, N., 2006. Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste. Journal of Hazardous Materials B137, 612-617.
94. Grisolia, M., Napoleoni, Q., Tancredi, G., 1995. Contribution to a technical classification of MSW. Proc. Sardinia 95, 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

95. Guérin, R., Munoz, M.-L., Aran, C., Laperelle, C., Hidra, M., Drouart, E., Grellier, S. 2004. Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique. *Waste Management* 24, 785-794.
96. Haastad, K., 1997. Methane in landfills: production, oxidation and emissions. *Proc. Sardinia 97, 6th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.*
97. Han, B., Jafarpour, B., Gallagher, V. N., Imhoff, P. T., Chiu, P. C., Fluman, D. A., 2006. Measuring seasonal variations of moisture in a landfill with the partitioning gas tracer test. *Waste Management* 26, 344–355.
98. Hettiarachchi, C. H., Meegoda, J. N., Tavantzis, J., Hettiarachchi, P., 2007. Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills. *Journal of Hazardous Materials B139*, 514-522.
99. Hettiarachchi, C. H., Meegoda, J. N., Hettiarachchi, P., 2009. Effect of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. *Waste Management* 29, 1018-1025.
100. Hossain, M. S., Gabr, M.A., 2005. Prediction of municipal solid waste landfill settlement with leachate recirculation. *ASCE-GI Specialty Conference, Geofrontiers 05, Geotechnical Special Publication No. 142, Austin (TX), USA.*
101. Hossain, M. S., Gabr, M. A., Asce, F., 2009. The effect of shredding and test apparatus size on compressibility and strength parameters of degraded municipal solid waste. *Waste Management* 29, 2417-2424.
102. Huang, Q., Wang, Q., Dong, L., Xi, B., Zhou, B., 2006. The current situation of solid waste management in China. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 8, 63-69.
103. Hudson, A. P., White, J. K., Beaven, R. P., Powrie, W., 2004. Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management* 24, 259-269.
104. Ifen, 2008. Indicateurs de suivi des engagements européens. Quantités de déchets collectées par les municipalités. Ifen Editions, Orléans, France.
105. Imhoff, P. T., Reinhart, D. R., Englund, M., Guérin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T. G., Yazdani, R., 2007. Review of state of the art methods for measuring water in landfills. *Waste Management* 27, 729–745.
106. Ivanova, L. K., Richards, D. J., Smallman, D. J., 2008. The long-term settlement of landfill waste. *Waste and Resource Management* 161, 121-133.
107. IWWG, 2009. Minutes of the workshop of the Sustainable Landfilling Task Group, April 29th, Toulouse, France.
108. Jain, P., Powell, J., Townsend, T. G., Reinhart, D. R., 2005. Air permeability of waste in a municipal solid waste landfill. *Journal of Environmental Engineering* 131, 1565-1573.

109. Jain, P., Powell, J., Townsend, T. G., 2006. Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using the borehole permeameter test. *Journal of Environmental Engineering*, 132, 645-652.
110. Jessberger, H. L., Kockel, R., 1993. Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials. *Proc. Sardinia 93*, 4th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.
111. Jones, S. B., Friedman, S. P., 2000. Particle shape effects on the effective permittivity of anisotropic or isotropic media consisting of aligned or randomly oriented ellipsoidal particles. *Water Resources Research* 36 2821-2833.
112. Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R. K., Mei, H., 2007. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *Journal of Hazardous Materials* 147, 240–248.
113. Kazimoglu, Y. K., McDougall, J. R., Pyrah, I. C., 2005a. Moisture retention curve in landfilled waste. In: *Unsaturated Soils – Experimental Studies*, Vol 1. *Proc. International Conference on Modelling of Unsaturated Soils*, Weimar, Germany.
114. Kazimoglu, Y. K., McDougall, J. R., Pyrah, I. C., 2005b. Moisture retention and movement in landfilled waste. *Proc. GeoProb 2005*, International Conference on Problematic Soils, Eastern Mediterranean University, Famagusta-North, Cyprus.
115. Khire, M. V., Mukherjee, M., 2007. Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills. *Waste Management* 27, 1233-1247.
116. Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32 (4), 297-336.
117. Korfiatis, G. P., Demetracopoulos, A. C., Bourodimos, E. L., Nawy, E. G., 1984. Moisture transport in a solid waste column. *Journal of Environmental Engineering* 110(4), 780–796.
118. Landva, A. O., Clark, J. I., 1990. *Geotechnics of waste fill - theory and practice*. ASTM, Special Technical Publication 1070, 86-103.
119. Landva, A. O., Valsangkar, A. J., Pelkey, S. G., 2000. Lateral earth pressure at rest and compressibility of municipal solid waste. *Canadian Geotechnical Journal* 37, 1157-1165.
120. Ledieu, J., de Ridder, P., Dautrebande, S., 1986. A method of measuring soil moisture by time-domain reflectometry. *Journal of Hydrology* 88, 319–328.
121. Li, R. S., Zeiss, C., 2001. In situ moisture content measurement in MSW landfills with TDR. *Environmental Engineering Science* 18, 53-66.

122. Ling, H. I., Leschinsky, D., Yoshiyuki, M., Toshinori, K., 1998. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 124, 21-28.
123. Lo, H. M., Kurniawan, T. A., Sillanpää, M. E. T., Pai, T. Y., Chiang, C. F., Chao, K. P., Liu, M. H., Chuang, S. H., Banks, C. J., Wang, S. C., Lin, K. C., Lin, C. Y., Liu, W. F., Cheng, P. H., Chen, C. K., Chiu, H. Y., Wu, H. Y., 2010. Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresource Technology* 101, 6329-6355.
124. Lombardi, L., Carnevale, E., Corti, A., 2006. Greenhouse effect reduction and energy recovery from waste landfill. *Energy* 31, 3208–3219.
125. Lornage, R., Redon, E., Lagier, T., Hébé, I., Carré, J., 2007. Performance of a low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management* 27, 1755-1764.
126. Machado, S. L., Vilar, O. M., Carvalho, M. F., 2008. Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. *Computers and Geotechnics* 35, 775–790.
127. Manassero, M., van Impe, W. F., Bouazza, A., 1997. Waste disposal and containment. Part I: Geotechnical properties of MSW related to landfilling. *Environmental Geotechnics*, Balkema, Rotterdam, The Netherlands, 1425-1450.
128. Manfredi, S., Niskanen, A., Christensen, T. H., 2009. Environmental assessment of gas management options at the Old Ämmässuo landfill (Finland) by means of LCA-modeling (EASEWASTE). *Waste Management* 29, 1588-1594.
129. Manoukian, A., 2009. Evaluation des émissions de composés organiques volatils sur site de stockage et sur pilotes contenant des déchets en cours de dégradation : Quantification des BTEX. *Mémoire de Master Recherche, UJF-LTHE-GRECA*, 41 p.
130. Masbruch, K., Ferré, T. P. A., 2003. A Time domain transmission method for determining the dependance of the dielectric permittivity on volumetric water content: An application to municipal landfills. *Vadose Zone Journal* 2, 186-192.
131. Massmann, J. W., Madden, M., 1994. Estimating air conductivity and porosity from vadose-zone pumping tests. *Journal of Environmental Engineering* 120, 313-328.
132. McDougall, J., 2007. A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste. *Computers and Geotechnics* 34, 229-246.
133. MEEDDM, 2009. La politique des déchets 2009-2012. Editions du MEEDDM, Paris, France.

134. Mehta, R., Barlaz, M. A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., Sinderson, L., 2002. Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of Environmental Engineering* 128, 228-236.
135. Münnich, K., Ziemann, G., Fricke, K., 2003. Hydraulic behaviour of mechanical biological pre-treated waste. *Proc. Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Italy.
136. Münnich, K., Mahler, C.F., Fricke, K., 2006. Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. *Waste Management*, 26, 150-157.
137. Nguyen, P. H. L., Kuruparan, P., Visvanathan, C., 2007. Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. *Bioresource Technology* 98, 380-387.
138. Nousheen-Arif, K., 2010. Determination of hydro-mechanical characteristics of biodegradable waste – Laboratory and landfill site. *Thèse de Doctorat, UdG-LTHE*, 335 p.
139. OECD, 2008. OECD Key environmental indicators. OECD Report, Paris, France.
140. Olivier, F., 2003. Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle. *Thèse de Doctorat, UJF-Lirigm*, 334 p.
141. Olivier, F., Gourc, J.-P., 2007. Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management* 27, 44-58.
142. Oweis, I. S., Khera, R. P., 1990. *Geotechnology of waste management*. Butterworths Eds., Sydney, Australia.
143. Oweis, I. S., Khera, R. P., 1998. *Geotechnology of waste management*. Second Edition, PWS Publishing Company, Boston (MA), USA.
144. Park, H. I., Lee, S. R., Do, N. Y., 2002. Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 128, 107-118.
145. Pierce, C. E., Adeyefa, A., Xu, Z., 2005. Laboratory investigation of TDR system to monitor MSW landfill settlement. *ASCE-GI Specialty Conference, Geofrontiers 05, Geotechnical Special Publication No. 142*, Austin (TX), USA.
146. Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., Lefebvre, X., 2007. A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanisation in landfills. *Biotechnology and Bioengineering*, 97, 473-482.
147. Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., Lefebvre, X., 2008. Modelling of moisture-dependent aerobic degradation of solid waste. *Waste Management* 28, 1188-1200.
148. Ponizovsky, A. A., Chudinova, S. M., Pachepsky, Y. A., 1999. Performance of TDR calibration models as affected by soil texture. *Journal of Hydrology* 218, 35-43.

149. Powrie, W., Beaven, R. P., Watson, G. V. R., Richards, D. J., Barker, J. A., White, J. K., Atkinson, T. C., Woodman, N. D., Münnich, K., 2007. Landfill science research needs: After the EU landfill Directive. Proc. Sardinia 2007, 11th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.
150. Powrie, W., Richards, D., Velkushanova, K., 2009. Mechanisms of settlement in biodegradable wastes. Third International Workshop "Hydro-Physico-Mechanics of Landfills", Braunschweig, Germany.
151. van Praagh, M., Persson, M., Persson, K. M., 2007. Assessment of hydrological parameters in pre-treated waste by Time-domain reflectometry. Proc. Sardinia 2007, 11th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy.
152. RECORD, 2002. Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables. Etude RECORD n°00-0118/1A, 153 p.
153. RECORD, 2008. Application de la méthode « bilan carbone[®] » aux activités de gestion des déchets. Etude RECORD n°07-1017/1A, 133 p.
154. Reddy, K. R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N. S., Gangathulasi, J., Bogner, J. E., 2009. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. Waste Management 29, 952-959.
155. Reinhart, D. R., Townsend, T. G., 1997. Landfill bioreactor design and operation, Lewis, Boca Raton (FL), USA.
156. Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2007. Controlling greenhouse gas emissions through landfill in situ aeration. International Journal of Greenhouse Gas Control I, 281-288.
157. Rossignol, J.-P., Morlat, R., 1984. Etalonnage d'une sonde gammamétrique de profondeur à l'aide de blocs étalons. Application à l'étude de la masse volumique des sols. Relations avec l'enracinement d'un verger. Bulletin GFHN 16, 82-95.
158. Rouez, M., 2008. Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations. Thèse de Doctorat, INSA-LGCIE, 259 p.
159. Sadowski, A.-G., 2002. Traitement des eaux usées urbaines. Rapport Lyonnaise des Eaux / CIRSEE / ENGEES, 523 p.
160. Scharff, H, Jacobs J., 2006. Applying guidance for methane emission estimation for landfills. Waste Management 26, 417-429.
161. Schmugge, T. J., Jackson, T. J., McKim, H. L., 1980. Survey of methods for soil moisture determination. Water Resources Research 16, 961-979.
162. Sowers, G. F., 1973. Settlement of waste disposal fills. Proc. 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscow, Russia.

163. Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J. P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-Le Golvan, Y., Hébé, I., 2006. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management* 26, 516-525.
 164. Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Ritzkowski, M., 2003. Discussion of criteria for the completion of landfill aftercare. *Proc. Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Italy.
 165. Stoltz, G., 2009. Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux ISDND. Thèse de Doctorat, UJF-LTHE, 307 p.
 166. Tabbagh, A., Camerlynck, C., Cosenza, P., 2000. Numerical modelling for investigating the physical meaning of the relationship between dielectric permittivity and water content of soils. *Water Resources Research* 36, 2771-2776.
 167. Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1993. Engineering principles and management issues: Integrated solid waste management. Mc Graw-Hill, New York (NY), USA.
 168. Terzaghi, K., 1943. Theoretical soil mechanics. John Wiley, New York. (NY), USA.
 169. Themelis, N. J., Ulloa, P. A., 2007. Methane generation in landfills. *Renewable Energy* 32, 1243-1257.
 170. Thomas, S., 2000. Centres de stockage de déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Thèse de Doctorat, UJF-Lirigm, 327 p.
 171. Thomas, S., Aboura, A. A., Gourc, J.-P., Gotteland, P., Billard, H., Delineau, T., Gisbert, T., Ouvry, J.-F., Vuillemin, M., 1999. An in situ waste mechanical experimentation on a french landfill. *Proc. Sardinia 1999, 7th International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Italy.
 172. Topp, G. C., Davis, J. L., Annan, A. P., 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research* 16, 574-582.
 173. Townsend, T. G., Miller, W. T., Lee, H.-J., Earle, J. F. K., 1996. Acceleration of landfill stabilisation using leachate recycle. *Journal of Environmental Engineering*, 122 (4), 263-268.
 174. Valencia, R., van der Zon, W., Woelders, H., Lubberding, H. J., Gijzen, H. J., 2009. The effect of hydraulic conditions on waste stabilisation in bioreactor landfill simulators. *Bioresource Technology* 100, 1754-1761.
 175. Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, Q., Hirano, F., Tanaka, A., 2006. Research on leachate recirculation from different types of landfills. *Waste Management* 26, 815-824.
 176. Walker, J. P., Willgoose, G. R., Kalma, J. D., 2004. In situ measurement of soil moisture: a comparison of techniques. *Journal of Hydrology* 293, 85-99.
-

177. Wall, D. K., Zeiss C., 1995. Municipal landfill biodegradation and settlement. *Journal of Environmental Engineering* 121, 214-224.
178. Watts, K. S., Charles, J. A., 1999. Settlement characteristics of landfill wastes. *Proc. of the Institution of Civil Engineers* 137, 225-233.
179. Weiler, K. W., Steenhuis, T. S., Boll, J., Kung, K. J. S., 1998. Comparison of ground penetrating radar and time-domain reflectometry as soil water sensors. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1237-1239.
180. Yen, B. C., Scanlon, B., 1975. Sanitary landfill settlement rates. *Journal of the Geotechnical Engineering Division* 101, n°5, 475-487.
181. Yeşiller, N., Hanson, J. L., Liu, W.-L., 2005. Heat generation in municipal solid waste landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 131, 1330-1344.
182. Yuen, S. T. S., 1999. Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation. A full-scale study. *Thèse de Doctorat, University of Melbourne*, 459 p.
183. Yuen, S. T. S., McMahon, T. A., Styles, J. R., 2000. Monitoring in situ moisture content of municipal solid waste landfills. *Journal of Environmental Engineering* 126, 1088-1095.
184. Yuen, S. T. S., Styles, J. R., 2000. Settlement and characteristics of waste at a municipal solid waste landfill in Melbourne. *Proc. of GeoEng 2000, Melbourne, Australia*.
185. Zardava, K., Powrie, W., White, J. K., 2009. The determination of the retention characteristics of waste materials using vertical drainage experiments. *Proc. Sardinia 2009, 12th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy*.
186. Zhan, T. L. T., Chen, Y. M., Ling, W. A., 2008. Shear strength characterization of municipal solid waste at the Suzhou landfill, China. *Engineering Geology* 97, 97-111.
187. Zhang, H., He, P., Shao, L., 2008. N₂O emissions from municipal solid waste landfills with selected infertile cover soils and leachate subsurface irrigation. *Environmental Pollution* 156, 959-965.
188. Zhao, X., Musleh, R., Maher, S., Khire, M. V., Voice, T. C., Hashsham, S. A., 2008. Start-up performance of a full-scale bioreactor landfill cell under cold-climate conditions. *Waste Management* 28, 2623-2634.
189. Zornberg, J. G., Jernigan, B. L., Sanglerat, T. R., Cooley, B. H., 1999. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 125, 583-594.

Annexes

Liste des annexes

1. Annexe 1 – Profils de comptage neutrons sur certains réacteurs du LGCIE (INSA de Lyon)	325
2. Annexe 2 – Photographies des déchets utilisés dans ce travail.....	327
3. Annexe 3 – Suivi détaillé du biogaz dans les CICLADE.....	331
4. Annexe 4 – Suivi de la masse volumique sèche dans les CICLADE	334
5. Annexe 5 – Suivi de la teneur en eau dans les CICLADE (bilan hydrique massique)	335
6. Annexe 6 – Suivi de la teneur en eau dans les CICLADE (bilan hydrique volumique et TDR).....	336

1. Annexe 1 – Profils de comptage neutrons sur certains réacteurs du LGCIE (INSA de Lyon)

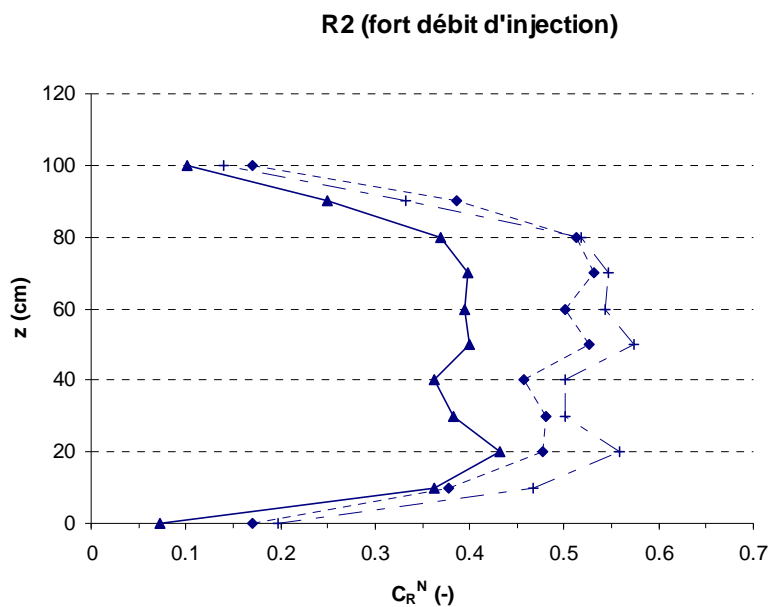


Figure Annexe 1 : profils neutrons dans le réacteur R2 du LGCIE.

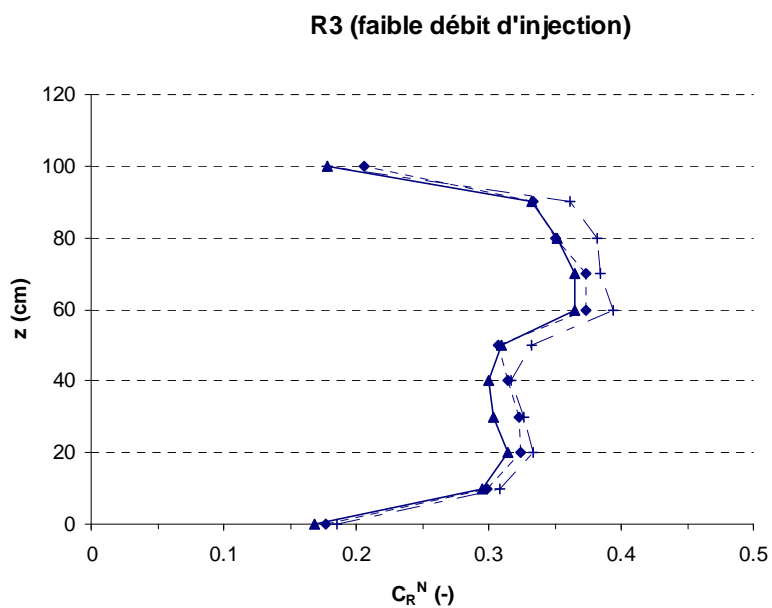


Figure Annexe 2 : profils neutrons dans le réacteur R3 du LGCIE.

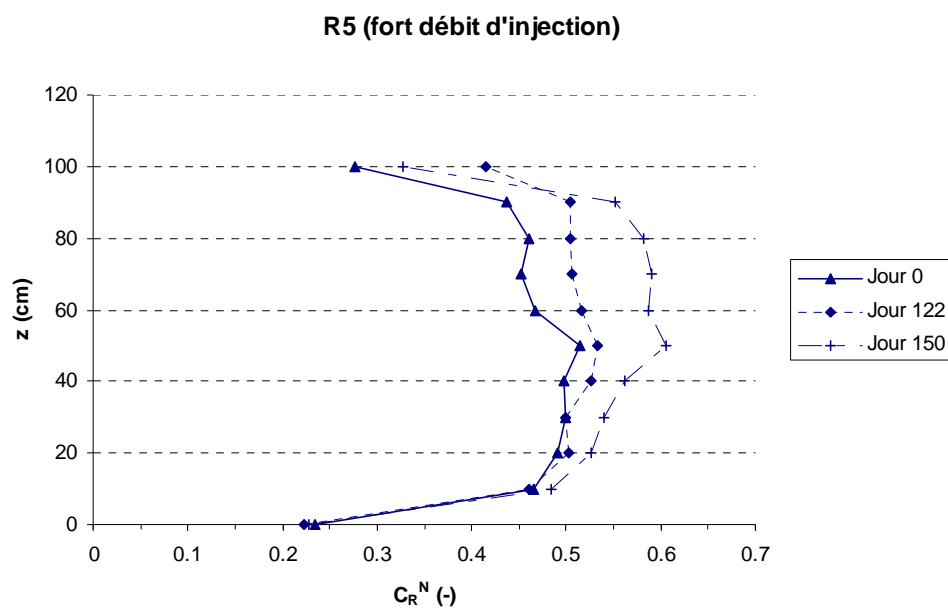


Figure Annexe 3 : profils neutrons dans le réacteur R5 du LGCIE.

2. Annexe 2 – Photographies des déchets utilisés dans ce travail



Figure Annexe 4 : Déchet B (OM triée, broyée à 40 mm), utilisé notamment dans l'essai C1.1.



Figure Annexe 5 : Déchet A (OM broyée à 70 mm), utilisé notamment dans l'essai C2.1.



Figure Annexe 6 : Déchet D (DIB broyé à 150 mm), utilisé notamment dans l'essai C3.1



Figure Annexe 7 : Déchet C (biodéchets broyés à 40 mm), utilisé notamment dans l'essai C4.1



Figure Annexe 8 : Déchet E (OM broyée à 40 mm), utilisé notamment dans l'essai C1.2.



Figure Annexe 9 : Déchet F (OM broyée à 40 mm avec ajout de mâchefers), utilisé notamment dans l'essai C2.2. A noter que, pour la photo, une sur-représentation des mâchefers en surface du déchet a été réalisée, afin de mieux différencier ce déchet du déchet E.



Figure Annexe 10 : Déchet G (OM broyée à 40 mm, prétraitée de façon aérobie), utilisé notamment dans les essais C3.2 et C4.2.

3. Annexe 3 – Suivi détaillé du biogaz dans les CICLADE

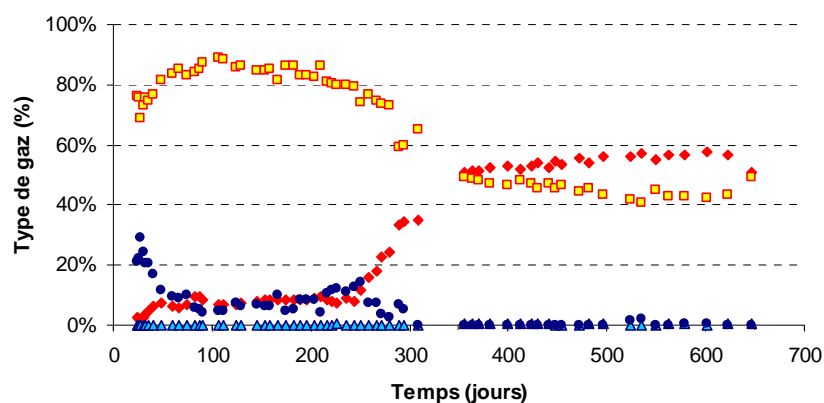


Figure Annexe 11 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C1.1.

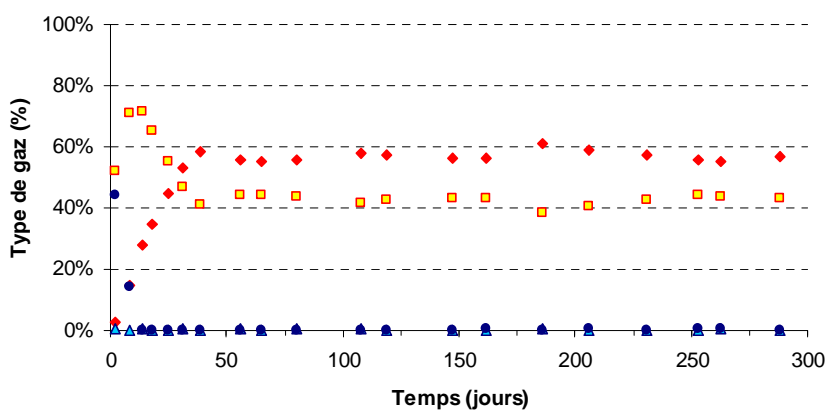


Figure Annexe 12 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C2.1.

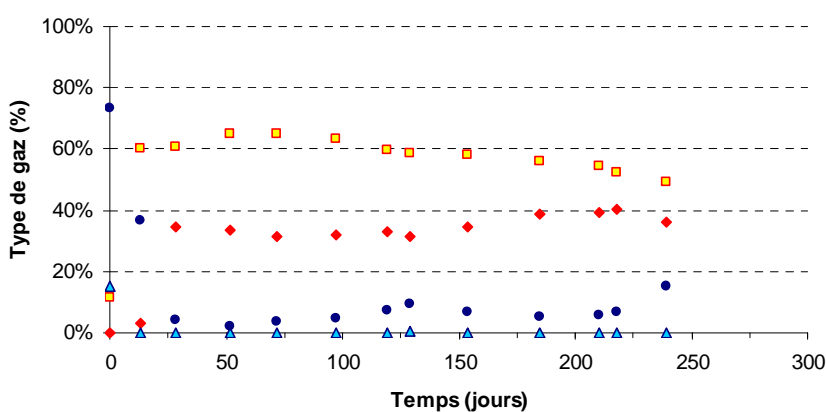


Figure Annexe 13 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C3.1.

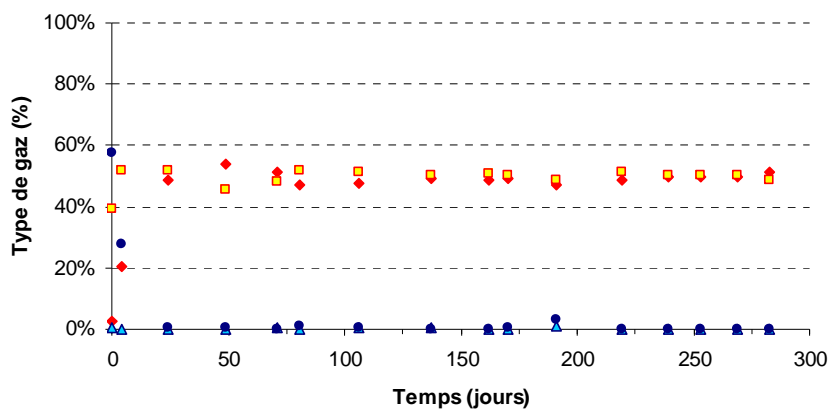


Figure Annexe 14 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C4.1.

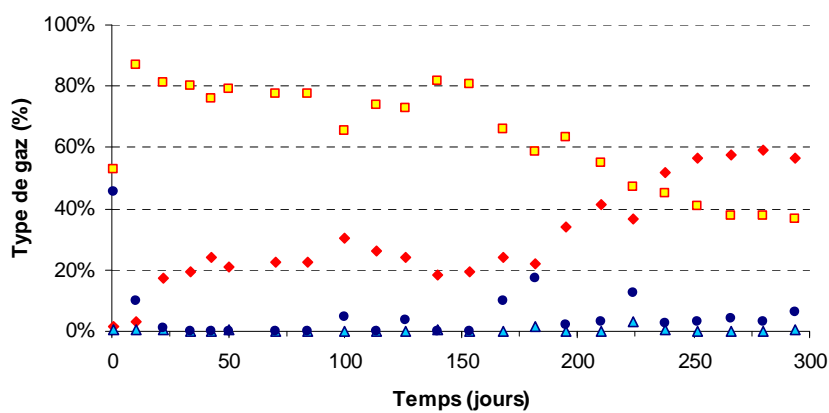


Figure Annexe 15 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C1.2.

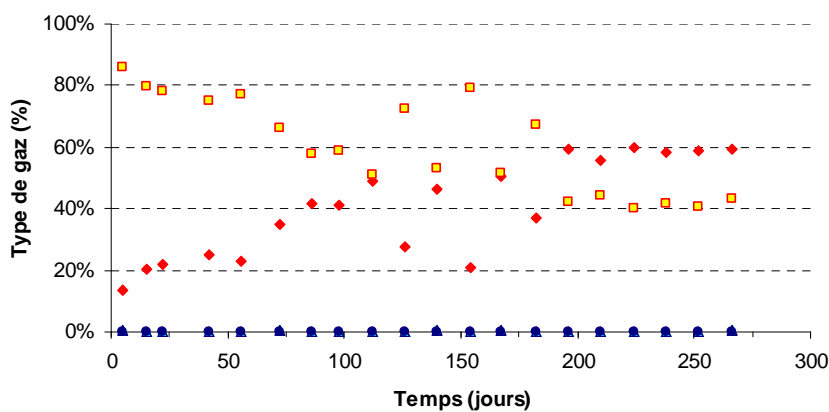


Figure Annexe 16 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C2.2.

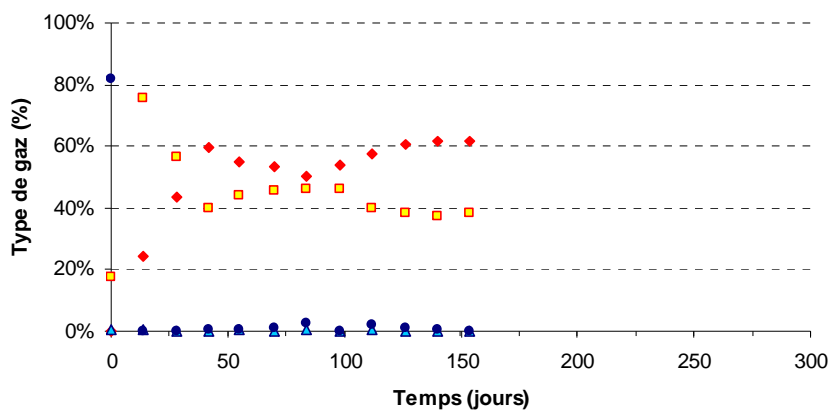


Figure Annexe 17 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C3.2.

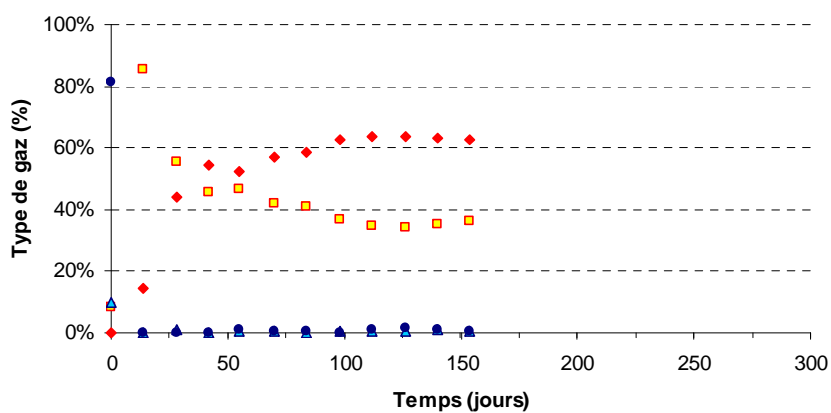


Figure Annexe 18 : suivi de la composition du biogaz pour l'essai C4.2.

4. Annexe 4 – Suivi de la masse volumique humide dans les CICLADÉ

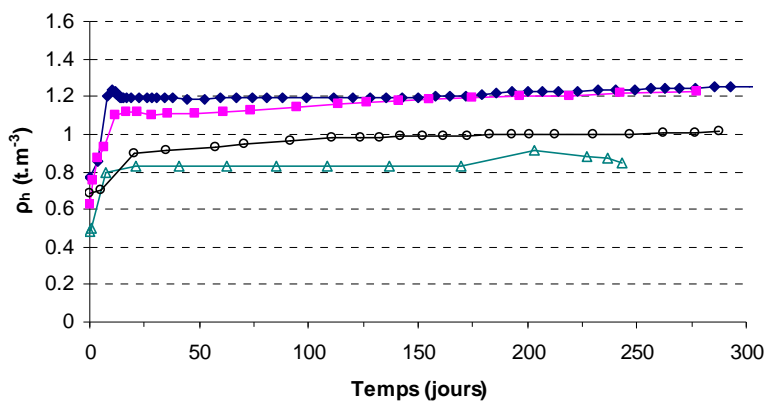


Figure Annexe 19 : suivi de la masse volumique humide pour les essais CX.1.

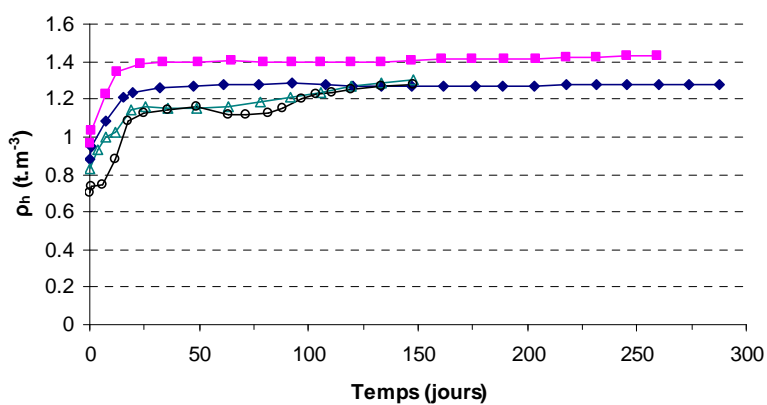


Figure Annexe 20 : suivi de la masse volumique humide pour les essais CX.2.

5. Annexe 5 – Suivi de la teneur en eau dans les CICLADE (bilan hydrique massique)

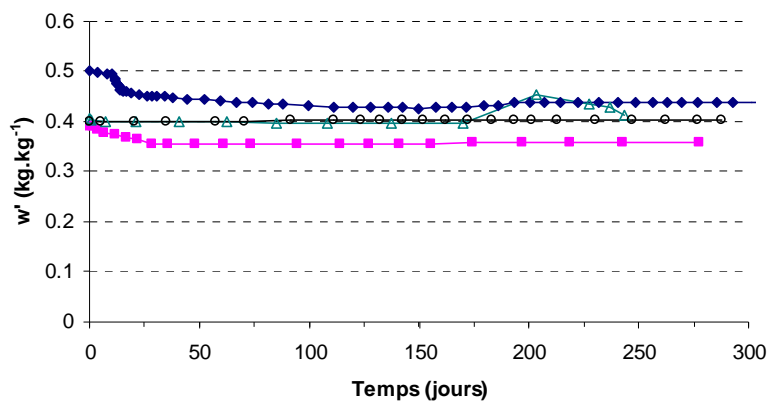


Figure Annexe 21 : suivi de la teneur en eau gravimétrique par bilan hydrique pour les essais CX.1.

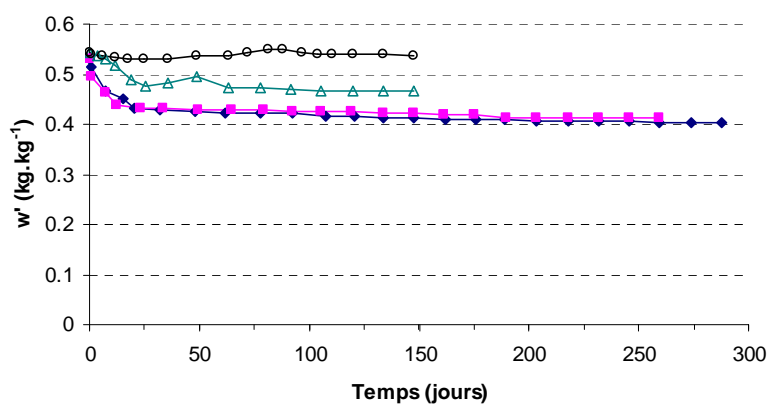


Figure Annexe 22 : suivi de la teneur en eau gravimétrique par bilan hydrique pour les essais CX.2.

6. Annexe 6 – Suivi de la teneur en eau dans les CICLADE (bilan hydrique volumique et TDR)

L'estimation de l'humidité par les sondes TDR est réalisée en utilisant une fonction en racine carrée – « TDR Staub \sqrt{K} » (Equation IV-1 pour les essais CX.2 et IV-2 pour l'essai C2.1) et deux fonctions polynomiales d'ordre 3 – « TDR Topp (K^3) » (Equation IV-3) et « TDR Staub (K^3) » (Equation IV-4).

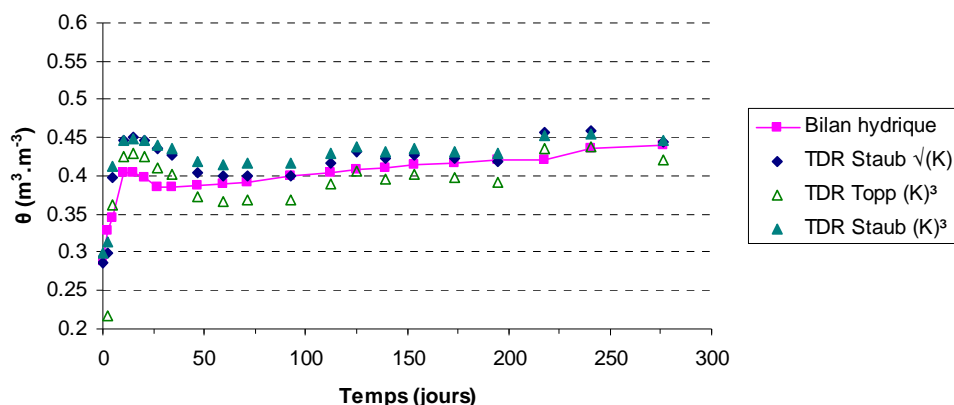


Figure Annexe 23 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique et TDR pour l'essai C2.1.

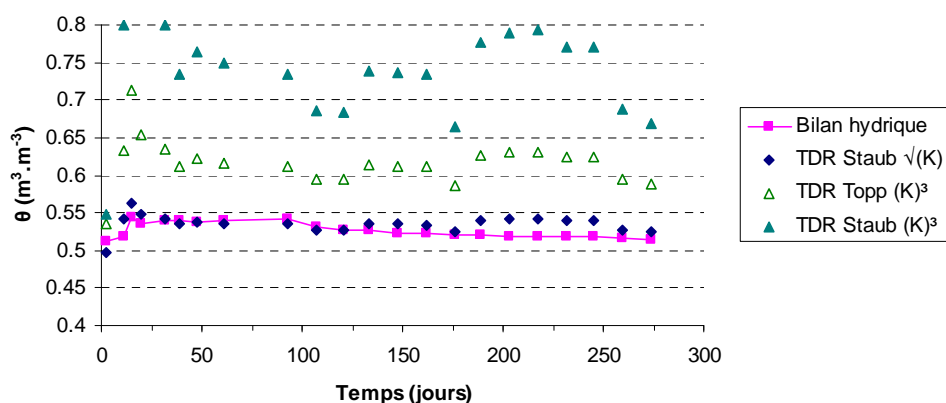


Figure Annexe 24 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique et TDR pour l'essai C1.2.

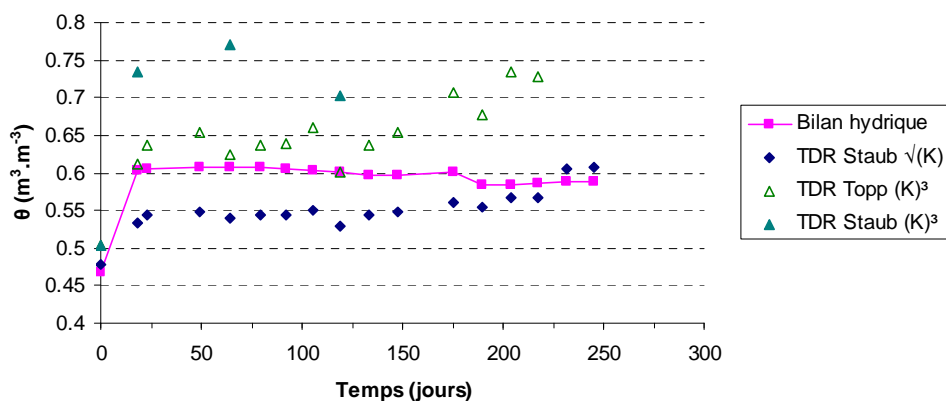


Figure Annexe 25 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique et TDR pour l'essai C2.2.

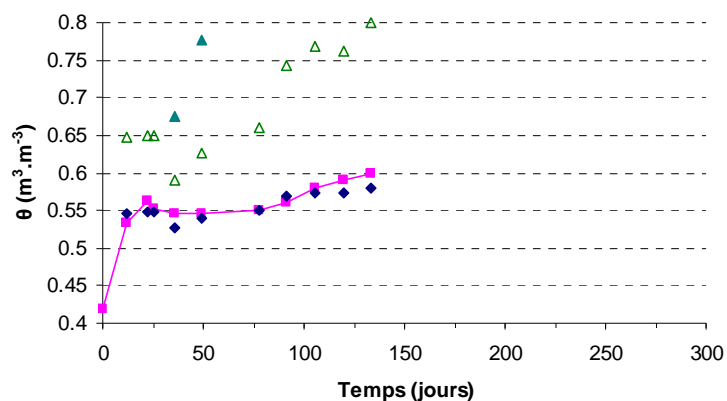


Figure Annexe 26 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique et TDR pour l'essai C3.2.

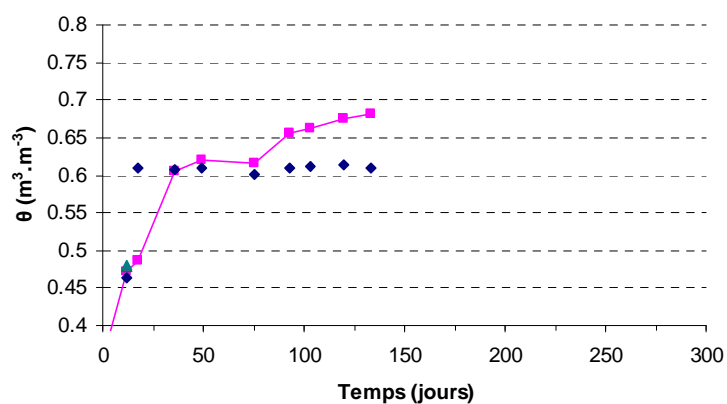


Figure Annexe 27 : suivi de la teneur en eau volumique par bilan hydrique et TDR pour l'essai C4.2.

Remarque : pour C4.2, de nombreux points sont hors de la gamme de teneurs en eau de l'axe des abscisses (estimations par des fonctions polynomiales globales).

Titre : Approche multi-échelle du comportement bio-mécanique d'un déchet non dangereux

Résumé :

Cette thèse porte sur une étude de l'évolution bio-mécanique de déchets non dangereux selon différentes conditions de prétraitement et d'opération à différentes échelles. Après une introduction aux enjeux et aux données majeures concernant la gestion des déchets, leur stockage et les évolutions en cours (Chapitre I), la caractérisation du milieu déchet est abordée (Chapitre II). Ce milieu, triphasique et donc généralement non saturé en eau, nécessite une étude et des moyens d'investigation particuliers. De nombreuses études antérieures ont démontré la nécessité d'études couplées dédiées aux déchets.

Pour ce faire, il est nécessaire d'adapter un certain nombre de méthodes métrologiques aux déchets (Chapitre III). Ainsi, des méthodes de métrologie spécifique (humidité, masse volumique...) sont étudiées et validées pour leur application à ce milieu, de l'échelle du laboratoire jusqu'à celle du site.

Une plateforme d'essai constituée de quatre pilotes semi-industriels conçus avec Veolia Environnement Recherche & Innovation a été utilisée au LTHE pour une étude bio-mécanique à une échelle suffisante et en conditions très proches de celles rencontrées sur site (compression, température, humidité...) (Chapitre IV). Les résultats obtenus permettent de caractériser la biodégradation en terme de suivis et de bilans, ainsi que d'en identifier les leviers principaux en fonction des conditions de prétraitement et d'opération.

Enfin, une exploitation de ces résultats ainsi que d'autres résultats à l'échelle du laboratoire et du site ont permis de démontrer le couplage bio-mécanique et de proposer un modèle du tassement des déchets (Chapitre V).

Mots clés :

Déchets (non dangereux), Bioréacteur, Tassement, Modélisation, Biodégradation, Milieu poreux, Teneur en eau, Sonde TDR, Sonde à neutrons, Sonde gamma

Title: Multi-scale approach of the biomechanical behaviour of non-hazardous waste

Abstract:

This research addresses the biomechanical evolution of municipal solid waste subject to different pre-treatment and operational conditions at different scales. After an introduction to the major stakes and figures related to waste management, waste landfilling and its evolution (Chapter I), the characterization of the waste medium is addressed (Chapter II). This triphasic unsaturated medium requires a dedicated scientific approach as well as specific investigation experiments. Several past investigations have demonstrated the need for coupled studies.

To do so, it seems essential to adapt measurement methods (moisture, density...) to the waste medium (Chapter III). Hence, measurement techniques have been studied in detail and validated for their use in this medium at scales ranging from the laboratory to the site.

An experimental platform consisting of four pilot cells at a semi-industrial scale, designed with Veolia Environnement Recherche & Innovation, has been used at LTHE to investigate waste biomechanics at a sufficient scale and under site-near conditions (compression, temperature, moisture...) (Chapter IV). The results enable to characterize biodegradation in terms of daily monitoring as well as final budgets, but also to identify the major drivers of biodegradation, depending on the pre-treatment and operational conditions.

Finally, these results and other laboratory- and site-scale results have been used to demonstrate the biomechanical coupling and to propose a model for waste settlement (Chapter V).

Key words:

Waste (Municipal solid waste), Bioreactor, Settlement, Modelling, Biodegradation, Porous Medium, Water content, TDR probe, Neutron probe, Gamma probe